Contamination du Grand Héron par les composés organochlorés et les métaux lourds au Québec entre 1989 et 1994

J. Rodrigue, J.-L. DesGranges et L. Champoux

Région du Québec 2005
Service canadien de la faune
Direction de la conservation de l'environnement

Photo Patrick Labonté

Série de rapports techniques Numéro 356

Environnement Canada
Service canadien de la faune

Environment Canada
Canadian Wildlife Service

Canada

SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES DU SERVICE CANADIEN DE LA FAUNE

Cette série de rapports donnant des informations scientifiques et techniques sur les projets du Service canadien de la faune (SCF) a démarré en 1986. L'objet de ces rapports est de promouvoir la diffusion d'études s'adressant à un public restreint ou trop volumineuses pour paraître dans une revue scientifique ou l'une des séries du SCF. Ordinairement, seuls les spécialistes des sujets traités demandent ces rapports techniques. Ces documents ne sont donc produits qu'à l'échelon régional et en quantités limitées; ils ne peuvent être obtenus qu'à l'adresse figurant au dos de la page titre. Cependant, leur numérotage est effectué à l'échelle nationale. La citation recommandée apparaît à la page titre.

Ces rapports se trouvent dans les bibliothèques du SCF et figurent aussi dans la liste de la Bibliothèque nationale du Canada utilisée dans les principales bibliothèques scientifiques du Canada. Ils sont publiés dans la langue officielle choisie par l'auteur en fonction du public visé, avec un résumé dans la deuxième langue officielle. **En vue de déterminer si la demande est suffisamment importante pour produire ces rapports dans la deuxième langue officielle, le SCF invite les usagers à lui indiquer leur langue officielle préférée. Il faut envoyer les demandes de rapports techniques dans la deuxième langue officielle à l'adresse indiquée au verso de la page titre.**

TECHNICAL REPORT SERIES
CANADIAN WILDLIFE SERVICE

This series of reports, established in 1986, contains technical and scientific information from projects of the Canadian Wildlife Service. The reports are intended to make available material that either is of interest to a limited audience or is too extensive to be accommodated in scientific journals or in existing CWS series. Demand for these Technical Reports is usually confined to specialists in the fields concerned. Consequently, they are produced regionally and in small quantities; they can be obtained only from the address given on the back of the title page. However, they are numbered nationally. The recommended citation appears on the title page.

Technical Reports are available in CWS libraries and are listed in the catalogue of the National Library of Canada in scientific libraries across Canada. They are printed in the official language chosen by the author to meet the language preference of the likely audience, with a résumé in the second official language. **To determine whether there is significant demand for making the reports available in the second official language, CWS invites users to specify their official language preference. Requests for Technical Reports in the second official language should be sent to the address on the back of the title page.**

Plus de 50 p. 100 de papier recyclé dont 10 p. 100 de fibres post-consommation.

Contamination du Grand Héron par les composés organochlorés et les métaux lourds au Québec entre 1989 et 1994

J. Rodrigue[1], J.-L. DesGranges[1] et L. Champoux[1]

[1] Environnement Canada, Service canadien de la faune,
C.P. 10100, Ste-Foy, Québec, Canada, G1V 4H5.

SÉRIE DE RAPPORTS TECHNIQUES No.356
Région du Québec 2005
Service canadien de la faune

Ce rapport peut être cité comme suit:

Rodrigue, J., J.-L. DesGranges et L. Champoux. 2005. Contamination du Grand Héron par les composés organochlorés et les métaux lourds au Québec entre 1989 et 1994. Série de rapports techniques no. 356, Région du Québec, Service canadien de la faune. viii + 72 p.

Publié avec l'autorisation du
Ministère de l'Environnement.
Service canadien de la faune.

Ministre des Approvisionnements et Services Canada 2005.
Numéro de catalogue CW69-5/356F
ISBN 0-662-85244-3

Grand Héron - bioindicateur - contamination - fleuve Saint-Laurent.

Copies disponibles auprès du

Service canadien de la faune
Région du Québec
1141, route de l'Église, C.P. 10100
Sainte-Foy (Québec), G1V 4H5

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION 1
MATERIEL ET METHODES 2
Campagnes de terrain 2
Site d'étude 2
Données relatives aux œufs 2
Collecte de plumes d'adultes 4
Données relatives aux héronneaux 4
Valeurs calculées 5
Analyses chimiques 5
Analyses statistiques 5
RESULTATS ET DISCUSSION 6
Données biologiques 6
Coefficients de variation pour les analyses chimiques 6
Variabilité intra-nid 6
Variabilité intra-colonie 9
Variabilité inter-colonie 10
Variation inter-annuelle 10
Mercure 11
Mercure total sous forme méthylique 11
Exposition au mercure chez le Grand Héron adulte 12
Concentration en mercure des œufs 13
Exposition au mercure chez le Grand Héron juvénile 13
Comparaison adulte-œuf-jeune 15
Charge corporelle 16
Autres métaux 17
Sélénium 17
Arsenic 18
Cadmium 19
Plomb 19
Composés organiques de synthèse 19
Contamination des adultes 19
Contamination des œufs et des jeunes 20
Biphényles polychlorés 25
Comparaison adulte-œuf-jeune 27
Autres composés de synthèse 27
Corrélation inter-tissus 30
Comparaison inter-stations 30
Comparaisons interspécifiques 34
Santé du Grand Héron 38
Résistance des coquilles d'œuf 38
Hémoparasitisme 40
Paramètres sanguins 40
CONCLUSION 42
CONCLUSION (ENGLISH) 43
REMERCIEMENTS 44
RÉFÉRENCES 45

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Bilan des campagnes d'échantillonnage au Québec entre 1989 et 1994.....	7
Tableau 2	Variabilité de divers paramètres écotoxicologiques mesurés à l'intérieur d'une même nichée (intra-nid), d'une même colonie (intra-colonie) et entre les colonies chez le Grand Héron juvénile.....	8
Tableau 3	Évolution temporelle et spatiale des concentrations de DDE, d'Aroclor 1260 et de mercure dans les œufs et le foie des jeunes du Grand Héron entre 1977 et 1994.....	11
Tableau 4	Concentration de mercure (µg/kg poids frais) dans divers tissus de Grand Héron au Québec entre 1989 et 1994.....	14
Tableau 5	Rapport des concentrations de mercure total dans les plumes (µg/g, poids sec) sur celles de différents tissus (poids frais) chez le Grand Héron juvénile au Québec entre 1989 et 1994.....	16
Tableau 6	Pourcentage de détection des métaux dans les tissus de Grand Héron au Québec entre 1989 et 1994.....	18
Tableau 7	Rapport des concentrations du mercure total sur celles du sélénium dans les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994.....	19
Tableau 8	Pourcentage de détection des organochlorés et des biphényles polychlorés dans les tissus de Grand Héron au Québec entre 1989 et 1994.....	20
Tableau 9	Pourcentage de détection des pesticides organochlorés dans les tissus de Grand Héron au Québec entre 1989 et 1994.....	21
Tableau 10	Concentrations moyennes de p,p'-DDE (mg/kg; poids frais) dans les oeufs et les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994.....	24
Tableau 11	Concentrations moyennes de biphényles polychlorés (mg/kg; poids frais) dans les oeufs et les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994.....	26
Tableau 12	Relation entre l'âge des héronneaux et les concentrations de contaminants dans le foie à différentes colonies.....	27
Tableau 13	Concentrations moyennes de 2,3,7,8-tétrachlorodibenzodioxine (2,3,7,8-TCDD) et de dioxines totales (ng/kg; poids frais) dans les oeufs de Grand Héron au Québec entre 1989 et 1994.....	31
Tableau 14	Concentrations moyennes de 2,3,7,8-tétrachlorodibenzofuranne (2,3,7,8-TCDF) et de furannes totales (ng/kg; poids frais) dans les oeufs de Grand Héron au Québec entre 1989 et 1994.....	32
Tableau 15	Épaisseur, poids de la coquille et indice de Ratcliffe des oeufs de Grand Héron au Québec entre 1989 et 1994.....	39
Tableau 16	Valeurs d'hématocrites et de protéines totales dans le sang de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994.....	41

105-03988/

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Localisation des colonies de Grand Héron étudiées entre 1989 et 1994.....	3
Figure 2	Charge corporelle en mercure chez les jeunes Grands Hérons au Québec..	17
Figure 3	Proportion de divers composés organochlorés dans les œufs et le foie de Grand Héron à l'île Dickerson au lac Saint-François en 1992.	22
Figure 4	Répartition des différents homologues de BPC chez le Grand Héron au Québec.....	28
Figure 5	Relation entre les concentrations de BPC (poids frais) dans le foie et le sang de héronneaux au Québec.....	33
Figure 6	Relation entre les concentrations de DDE (poids frais) dans le foie et le sang des héronneaux au Québec.....	34
Figure 7	Dispersion des 5 régions sur les 2 premiers axes d'une analyse en composantes principales à partir des concentrations de 13 composés organochlorés détectés dans plus de 50 % des oeufs de Grand Héron.....	35
Figure 8	Dispersion des 5 régions sur les 2 premiers axes d'une analyse en composantes principales à partir des concentrations de 13 composés organochlorés détectés dans plus de 50 % des foies de jeunes Grands Hérons.....	36
Figure 9	Dispersion des espèces fauniques sur les 2 premiers axes d'une analyse en composantes principales à partir de 7 contaminants detectés dans plus de 85 % des œufs à l'exception du Necture tacheté où il s'agit de corps entier.....	37

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1 Variables calculées..... 54

Annexe 2 Méthodes analytiques..... 55

Annexe 3 Taux de croissance (g/j) des jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994..... 57

Annexe 4 Concentrations moyennes de mercure total (µg/g ou µg/ml; poids frais, sauf dans les plumes) dans les oeufs et les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994..... 58

Annexe 5 Concentrations moyennes de sélénium (µg/g ou µg/ml; poids frais) dans les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994..... 59

Annexe 6 Concentrations moyennes d'arsenic (µg/g ou µg/ml; poids frais) dans les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994..... 60

Annexe 7 Concentrations moyennes de cadmium (µg/g ou µg/ml; poids frais) dans les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994..... 61

Annexe 8 Pourcentage de lipide dans les oeufs et le foie de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994..... 62

Annexe 9 Pourcentage de détection des pesticides organochlorés (n=23) et des congénères de biphényles polychlorés dans les oeufs et les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994..... 63

Annexe 10 Rapport des concentrations de Σ DDT / BPC dans les oeufs et les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994..... 64

Annexe 11 Rapport des concentrations d'oxychlordane / Σ chlordane dans les oeufs et les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994..... 65

Annexe 12 Concentrations moyennes d'époxyde d'heptachlore (mg/kg; poids frais) dans les oeufs et les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994..... 66

Annexe 13 Concentrations moyennes de dieldrine (mg/kg; poids frais) dans les oeufs et les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994..... 67

Annexe 14 Concentration moyenne de Σ hexachlorocyclohexane (mg/kg; poids frais) dans les oeufs et les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994..... 68

Annexe 15 Concentrations moyennes d'octachlorostyrène (mg/kg; poids frais) dans les oeufs et les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994..... 69

Annexe 16 Concentrations moyennes de Σ chlorobenzène (mg/kg; poids frais) dans les oeufs et les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994..... 70

Annexe 17 Concentrations moyennes de la Σ mirex (mg/kg; poids frais) dans les oeufs et les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994..... 71

Annexe 18 Concentrations moyennes de tri 4-chlorophényl méthanol (TCMP) dans les œufs et les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994..... 72

INTRODUCTION

La perte d'habitats, l'exploitation des ressources, la contamination du milieu et l'introduction de nouvelles espèces peuvent avoir des effets sur l'abondance de plusieurs espèces, les communautés biologiques et la biodiversité. Le volet Biodiversité du Plan d'Action Saint-Laurent Vision 2000 (SLV 2000) a comme objectifs de connaître la biodiversité du fleuve et d'élaborer un système de surveillance des écosystèmes à l'aide de la bioindication, plus particulièrement en ce qui a trait à la contamination du milieu. Nous bénéficions déjà des connaissances toxicologiques acquises au cours des vingt dernières années sur l'état de santé du système Grands Lacs - Saint-Laurent. Cette information étant toutefois partielle en ce qui concerne le fleuve Saint-Laurent, il faut obtenir des données plus complètes et plus représentatives afin de couvrir l'ensemble des sources de pollution (DesGranges et Thompson 1989). Il faut éventuellement disposer de séries chronologiques significatives pour mesurer la tendance dans le temps et apporter les changements législatifs qui s'imposeront afin d'assurer l'intégrité des écosystèmes du fleuve pour les générations à venir. Le suivi de la contamination de l'environnement par les concentrations des produits chimiques dans le biota est utile car il fournit une image intégrée dans le temps des quantités de contaminants biodisponibles. Les variations spatiales et temporelles de ces contaminants biodisponibles sont détectées dans les espèces indicatrices. La mise sur pied d'un réseau de suivi s'avère essentielle pour évaluer l'efficacité des mesures de dépollution et rencontrer les objectifs régionaux, nationaux et internationaux de conservation des écosystèmes et de la biodiversité.

Comme on ne peut pas étudier l'ensemble des organismes vivants du milieu, il devient nécessaire d'utiliser un ou quelques organismes comme bioindicateurs de la condition des écosystèmes aquatiques. Une espèce indicatrice est un organisme dont les caractéristiques (présence et absence, densité des populations, dispersion, succès reproducteur, contamination, etc.) sont utilisées comme un indice de l'état de l'environnement (Landres *et al.* 1988).

Les indicateurs nous renseignant sur la présence de contaminants se divisent en trois groupes. Le premier touche la présence ou l'absence d'une espèce en présence d'un contaminant. Le second montre des dommages physiologiques en fonction de la dose à laquelle il est exposé; et enfin, le dernier, accumule des substances toxiques dans ses tissus sans que sa condition ne semble affectée. L'avantage majeur de l'utilisation des bioindicateurs est qu'ils mesurent directement la biodisponibilité des contaminants dans le milieu, ce qui ne peut pas être déterminé par les études sur l'eau et les sédiments qui mesurent plutôt leur abondance (Phillips 1978; Phillips et Segar 1986; Wren 1986).

La sélection d'une ou de plusieurs espèces indicatrices est fonction de différents critères (adaptée de Moore 1966; Phillips 1978; Frank *et al.* 1983; Moriaty 1983; Phillips et Segar 1986; Landres *et al.* 1988; DesGranges et Thompson 1989; Langlois et Lapierre 1989; DesGranges 1992). Parmi les critères importants, certains concernent la population proprement dite: les organismes choisis doivent être abondants et sédentaires pendant une phase de leur cycle annuel, avoir une large distribution spatiale, être présents à un endroit donné pendant plusieurs années, avoir une bonne espérance de vie et être facile à échantillonner; d'autres sont d'ordre écologique: la ou les espèces choisies doivent avoir une histoire naturelle bien documentée et une niche écologique bien circonscrite; d'ordre morphologique, physiologique et génétique: les individus devront être facilement identifiés, de taille suffisamment grande pour fournir assez de tissu pour les analyses chimiques, de poids semblable, du même âge et du même sexe, en bonne santé, être capables de survivre en laboratoire et en milieu marin et avoir une faible variabilité génétique; et enfin le dernier est un critère de bioaccumulation: ils

doivent accumuler rapidement des contaminants, ne pas être tués par les concentrations rencontrées dans l'environnement et montrer une relation entre leurs concentrations de polluants et celles ambiantes (l'eau et/ou les sédiments). D'autres critères tels la présence de données historiques de contamination et de population ainsi que le coût du suivi sont à considérer.

Il est cependant très difficile de trouver une espèce qui puisse répondre à tous ces critères. L'utilisation de plusieurs espèces bioindicatrices permet d'obtenir une information de qualité sur une plus grande variété d'habitats et des voies d'expositions différentes.

Depuis 1989, le Service canadien de la faune (SCF), région du Québec, a récolté des tissus (oeuf, foie, reins, sang et plumes) de plusieurs espèces le long du Saint-Laurent afin d'étudier leur contamination. Les espèces sélectionnées ont été le Balbuzard (*Pandion haliaetus*), le Grand Héron (*Ardea herodias*), la Sterne pierregarin (*Sterna hirundo*), la Guifette noire (*Chlidonias niger*), le Bihoreau gris (*Nycticorax nycticorax*), le Goéland argenté (*Larus argentatus*), le Guillemot à miroir (*Cepphus grylle*), l'Eider à duvet (*Somateria mollissima*), le Cormoran à aigrettes, (*Phalacrorax auritus*), le Macareux moine (*Fratercula arctica*), le Necture tacheté (*Necturus maculosus*), la Chélydre serpentine (*Chelydra serpentina*) et l'Hirondelle bicolore (*Tachycineta bicolor*). La principale espèce échantillonnée a été le Grand Héron. Des collectes ont également été faites à plusieurs autres endroits du Québec afin de servir de témoins. D'autres espèces telles que le Goéland argenté, le Cormoran à aigrettes et le Macareux moine font déjà l'objet d'un suivi dans les provinces maritimes (Pearce *et al.* 1989; Pearce *et al.* 1998).

Ce rapport vise à présenter les résultats de la contamination présente chez le Grand Héron au Québec. De 1989 à 1994, nous avons étudié la contamination des divers tissus par les métaux lourds et les composés organochlorés à plusieurs colonies le long du système du Saint-Laurent et ailleurs au Québec. La variabilité des concentrations de contaminants de même que les relations existantes entre les tissus et leur contamination a été examinée. Un autre volet de ce projet a étudié les effets physiologiques de cette contamination chez le Grand Héron (Champoux *et al.* 2000). Enfin, ces informations ont mené à des recommandations quant à un suivi des contaminants chez le Grand Héron en tant qu'espèce indicatrice de l'état du Saint-Laurent (Champoux *et al.* 2000, 2002).

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Campagnes de terrain: De 1989 à 1994, 31 héronnières ont été visitées afin d'y recueillir des œufs, des tissus de jeunes et d'adultes de Grands Hérons. Des données démographiques ont aussi été recueillies lors de ces visites.

Site d'étude: La région couverte est essentiellement le système du Saint-Laurent et s'étend de Cornwall à Sept-Îles incluant les îles de la Madeleine; il a été subdivisé en 4 unités. Il s'agit du fleuve à eau douce, de l'estuaire saumâtre, de l'estuaire maritime et du golfe (figure 1). Ces subdivisons sont basées sur les régions biogéographiques du Saint Laurent (Ghanimé *et al.* 1990) et seront utilisées lors des analyses statistiques. Des colonies témoins situées à l'extérieur du système Saint-Laurent ont aussi été échantillonnées et ce afin de comparer les variables écotoxicologiques recueillies.

Données relatives aux oeufs: La visite s'est généralement effectuée entre le 25 avril et le 10 mai pour les colonies situées entre Cornwall et Québec et entre le 20 mai et le 10 juin pour celles de l'estuaire et

Figure 1 Localisation des colonies de Grand Héron étudiées entre 1989 et 1994.

du golfe du Saint-Laurent. Dans chaque nid, généralement cinq par colonie, un oeuf a été prélevé au hasard. Le nombre d'œufs présents dans les nids échantillonnés a été noté. L'oeuf prélevé était alors mesuré (poids, diamètre et longueur), puis son contenu versé dans un pot en verre préalablement rincé à l'hexane et dont le couvercle était isolé par du papier d'aluminium. Le stade de développement de l'oeuf a été évalué (annexe 1). On a laissé sécher les coquilles plus d'un mois avant de les peser et d'en mesurer l'épaisseur à l'aide d'un micromètre (Starret no. 1010m). La valeur moyenne de cinq mesures prises autour de la couronne de l'oeuf a été retenue.

Collecte de plumes d'adultes: Entre 1989 et 1994, des Grands Hérons adultes ont été capturés dans deux colonies et des plumes tombées au pied des nids au moment de la mue d'été ont été trouvées en quantité suffisante pour en faire l'analyse. Les plumes qui ont servi aux analyses chimiques étaient surtout des plumes de vol. Des adultes, tués accidentellement, lors de la mise au point d'une technique de capture ont aussi servi aux analyses chimiques.

Données relatives aux héronneaux: Une deuxième visite a été effectuée entre le 10 juin et le 20 juin pour les colonies situées entre Cornwall et Québec et entre le 5 juillet et le 20 juillet pour celles de l'estuaire et du golfe Saint-Laurent, alors que la majorité des jeunes étaient incapables de voler. Le nombre de jeunes présents ainsi que le nombre d'oeufs non éclos, le cas échéant ont été notés. Des mesures corporelles (le poids, la longueur des tarses, du culmen, de l'aile) ont été prises sur chacun des héronneaux manipulés.

Chez les héronneaux, nous avons coupé environ 3 g. de plumes à l'aide de ciseaux. Ces plumes, dont la croissance était généralement complétée aux trois quarts (stade de mue 3B), ont été prélevées de façon symétrique à différents endroits sur le corps (5^{ième} primaire, 5^{ième} secondaire, 2 plumes de couverture sur chaque aile, 4 plumes à la base inférieure et supérieure de la queue, de même qu'une rectrice) pour ne pas nuire à la capacité de vol des oiseaux.

Du sang a été prélevé chez les héronneaux. Les échantillons, prélevés à l'aide d'une seringue rincée à l'héparine, ont été placés dans un tube Vacutainer contenant un anticoagulant (EDTA ou de l'héparine). Les tubes ont été mis sur la glace jusqu'à leur congélation. La quantité de sang prélevée a toujours été inférieure ou égale à 10 ml par oiseau; environ 20 ml de sang peut être prélevé sans occasionner de risques pour la santé des héronneaux (Campbell 1988). La détermination des valeurs d'hématocrite et de protéines totales a été effectuée le soir même. Une faible quantité de sang de chacun des échantillons était placée dans trois tubes capillaires héparinés pour microhématocrites (capacité de 40 µml), puis centrifugée dans une microcentrifugeuse (IEC-MICRO-MB). Le pourcentage de globules rouges (hématocrite) dans chacun des tubes capillaires a été obtenu à l'aide d'une criptocarte. Le plasma obtenu par centrifugation des tubes capillaires a servi à la détermination des protéines totales à l'aide d'un réfractomètre (Reichert-Jung ou Atago). La valeur moyenne des lectures a été utilisée.

Des frottis sanguins ont été faits pour l'étude subséquente des parasites sanguins par l'Union Québécoise de Réhabilitation des Oiseaux de Proie (UQROP) (Fitzgerald 1992). Au laboratoire, une coloration de Wright a été effectuée. Les frottis sanguins ont été examinés au microscope optique (100x et 400x) pour déterminer la présence d'hémoparasites.

La majorité des jeunes ont été sacrifiés par dislocation cervicale, les autres ont été bagués puis remis dans le nid. Les oiseaux sacrifiés ont permis d'étudier la distribution des contaminants entre les différents tissus ainsi que leurs effets sur leur santé (voir Champoux *et al.* 2000). Le contenu du bol

alimentaire a été recueilli. Tous les échantillons ont été congelés le jour même.

Valeurs calculées: Plusieurs variables écologiques telles que l'âge des héronneaux, le taux de croissance et l'indice de Ratcliffe ont été obtenues par calcul. Les formules mathématiques employées sont décrites à l'annexe 1. La charge corporelle en mercure présente dans un jeune Grand Héron a été déterminée en multipliant le poids total des tissus ou des organes analysés par leur concentration en mercure.

Analyses chimiques: Les tissus ont été expédiés au Centre national de la recherche faunique à Hull (CNRF) pour leur préparation en vue des analyses chimiques. La préparation des oeufs implique que les parties cornées (bec et tarses) de même que les ptérilies de l'embryon soient enlevées avant leur homogénéisation ce qui peut se traduire par une sous-estimation de la concentration de mercure présente dans l'œuf lors de l'analyse chimique (Backstrom 1969). Toutefois, en raison du faible développement des embryons, cette perte devrait être négligeable.

Les méthodes analytiques utilisées sont décrites à l'annexe 2. Les analyses de pesticides organochlorés (OC) et de biphényles polychlorés (BPC) ont été effectuées à l'université de Windsor et au CNRF. Au total, 22 composés organochlorés et 41 congénères de BPC ont été analysés. La classification des congénères de BPC utilisée est celle adoptée par l'Union Internationale de Chimie Pure et Appliquée (IUPAC) (Ballschmiter et Zell 1980). Les analyses chimiques de dioxines et de furannes, de mercure, de méthylmercure, de plomb et de cadmium ont été effectuées au CNRF. Seulement cinq analyses de mercure ont été effectuées par un autre laboratoire: Analex Inc. à Laval. Les analyses de sélénium et d'arsenic ont été effectuées par deux laboratoires: Fenwick Laboratories Ltd. à Halifax et le CNRF. Pour toutes les analyses chimiques, le CNRF a assuré le contrôle de qualité (annexe 2). Tous les résultats des analyses chimiques sont exprimés sur la base du poids frais à l'exception des plumes ou il s'agit du poids sec.

Analyses statistiques: Les données brutes ont été utilisées directement, sauf en ce qui concerne les valeurs de proportion (p), qui ont été transformées en arcsin $\sqrt{p}$, tel que recommandé par Zar (1984). Les statistiques descriptives, les tests de normalité, les analyses de régression, les tests de Mann-Whitney, de Kruskal-Wallis, de Wilcoxon, ainsi que les corrélations ont été effectuées à l'aide du logiciel JMP 2.0 (SAS Institute 1991). Les comparaisons multiples subséquentes à ces analyses ont été calculées par l'intermédiaire de la statistique Q, qui est un test non-paramétrique analogue au test de Tukey (Zar 1984). Le degré de signification a été fixé à 0,05. Les résultats de toutes les autres analyses ont été obtenus par l'intermédiaire du progiciel R (Legendre et Vaudor 1991): procédure SIMIL pour le calcul de matrices de similarité; procédure PCOORD pour les analyses en coordonnées principales.

Les corrélations entre les variables se rapportent dans tous les cas au coefficient de Spearman (r_s). Les modèles de régression présentés sont tous de type linéaire et ont été élaborés par la méthode des moindres-carrés. Nous nous sommes assurés de la validité (linéarité) des relations mises en évidence par un examen de la distribution des résidus, tel que le conseillent Neter et Wasserman (1974).

Des analyses en coordonnées principales (PCOORD) ont permis de positionner les contaminants ou les espèces ou les héronnières les uns par rapport aux autres en une ordination, de façon à ce que les distances entre ces objets correspondent d'une façon optimale aux valeurs de proximité entre ces mêmes objets, calculées à partir d'un ensemble de variables données. La mesure de proximité utilisée est le coefficient de similarité (S) de Gower [Gower (1971); S15 de Legendre et Legendre (1984)]

Pour le calcul de ce coefficient, les données ont toutes été traitées de façon quantitative et, dans tous les cas, les écarts maximums ont été calculés à partir de nos observations.

C'est la matrice de similarité entre les objets qui est soumise à l'analyse, de la façon décrite dans Legendre et Legendre (1984). Les résultats des analyses en coordonnées principales sont représentés par une ordination en deux dimensions, accompagnée d'un graphique illustrant la contribution relative des variables dans la dispersion des objets. Cette contribution correspond à la corrélation de Pearson entre les valeurs et les positions des objets sur chacun des deux axes représentés.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Le bilan des campagnes d'échantillonnage à chacune des colonies de Grand Héron est présenté au tableau 1. Au total, les 201 oeufs recueillis à 31 colonies ont servi aux analyses chimiques de métaux et de composés organochlorés et à une étude sur les biomarqueurs (Boily *et al.* 1994, Champoux *et al.* 2000). Un grand total de 168 héronneaux provenant de 21 colonies ont été manipulés; des échantillons de sang et de plumes ont été prélevés sur respectivement 136 et 131 jeunes. Certains individus étaient trop jeunes pour que des plumes ou du sang soient recueillis en quantité suffisante pour les analyses chimiques. Enfin, 127 héronneaux de 21 colonies ont été sacrifiés tandis que 14 ont été bagués puis remis au nid à 4 colonies.

Données biologiques: Le développement des embryons ne devrait pas avoir d'influence sur les concentrations des contaminants dans les oeufs car seulement 3,8 % de ces derniers (n = 130) avaient un embryon dont le développement avait dépassé 14 jours.

L'âge moyen des héronneaux manipulés est de 36,6 jours (s = 8,4, n = 168) et varie entre 14 jours (île Manowin) et 51 jours (île Saint-Barnabé). Il n'est pas significativement différent entre les héronneaux élevés le long du système du Saint-Laurent et ceux provenant d'ailleurs au Québec (Mann-Whitney $Z = -1,04$, $p = 0,30$, n = 168) de même qu'entre les différentes régions du Saint-Laurent (Kruskal-Wallis $H = 7,82$, $p = 0,10$).

Le taux de croissance des Grands Hérons varie entre 31,8 g/j (îles aux Loups Marins) et 62,6 g/j (île Manowin) (annexe 3). Le long du système du Saint-Laurent, le taux de croissance est plus faible, 46,5 g/j (s = 0,005; n = 106) que celui observé ailleurs au Québec 49,5 g/j (s = 0,005; n = 29) (Mann-Whitney $Z = -2,59$, $p < 0,01$; n = 135).

Coefficients de variation pour les analyses chimiques: Les statistiques de contamination dans les tissus du Grand Héron au Québec, ont été calculées au niveau du nid, soit entre les jeunes d'une même nichée, entre les nids d'une même colonie et entre les colonies (tableau 2).

Variabilité intra-nid. La variabilité entre les concentrations de mercure dans les oeufs, le foie, le sang et les plumes de jeunes héronneaux d'un même nid est très faible (tableau 2). Chez le Balbuzard, le coefficient moyen de variation des concentrations de mercure dans les plumes est semblable à celui des héronneaux (12,6 % vs. 13,3 %), tandis qu'il est inférieur dans le sang (10,4 % vs. 23,2 %) (DesGranges

Tableau 1 Bilan des campagnes d'échantillonnage au Québec entre 1989 et 1994

RÉGION Colonie	Nombre minimum de nids échantillonnés	Nombre d'œufs collectionnés	Nombre d'échantillons de plumes		Nombre d'échantillons de sang		Nombre de jeunes	
			Adulte	Jeune	Adulte	Jeune	Sacrifiés	Bagués
Tronçon fluvial d'eau douce								
Île Carillon	1	2						
Île Dowker	7	10		5		4	5	
Île Dickerson	17	10		14		12	15	
Île Bienville	10	5		2		5	2	
Île aux Hérons	7	10		3		3	3	
La Grande Île	9	10		14		16	16[c]	
Yamachiche	10	5	1	6		5	6	5
Estuaire saumâtre								
Île de la Corneille	17	21	4[a]	11	4	11	11	
Îles aux Loups Marins	5	5		5		5	2	
Îles de Kamouraska	5	5						
Estuaire maritime								
Île Gros Pot	7	10	1	5		5	2	3
Île aux Basques	5	5	1					
Îlets Boisés	5	5	2	2		2	2	
Île Laval	10	5	1	5		5	2	3
Île du Bic	5	5	1					
Île Saint-Barnabé	6	10	1	5		5	5	
Îles de la Mine	10	10		4		5	2	3
Pointe Saint-Pancrace	10	5	2	5		5	5	
Île aux Oeufs	5	5	1					
Île du Petit Caous	9	11	1[b]	9	1	11	11	
Île Manowin	10	5	2	5		5	5	
Golfe Saint-Laurent								
Îles de la Madeleine	3	5	2					
Escuminac	1	1	4					
Île Beau Séjour	3	3	1	3		3	3	
New Richmond			1					
Lacs naturels								
Lac Caribou	1			1			1	
Lac Édouard	5	10						
Petit lac Jacques-Cartier	20	10	2	13		15	15	
Lac Matapédia	11	9	3[b]	13	1	13	13	
Lac Evans	2	2		1		1	1	
Lac Kapwakami	1	2						
Total	217	201	31	131	6	136	127	14

a=4 adultes collectionnés; b=1 adulte collectionné; c=1 jeune trouvé mort

Tableau 2 Variabilité de divers paramètres écotoxicologiques mesurés à l'intérieur d'une même nichée (intra-nid), d'une même colonie (intra-colonie) et entre les colonies chez le Grand Héron juvénile

Paramètre	Tissu	Intra-nid		Intra-colonie		Inter-colonies	
		CV (%)	n	CV (%)	n	CV (%)	n (colonies)
Mercure	Oeuf	10,4	3 nids; 5 oeufs par nid	64,2	4 colonies entre 3 et 7 nids par colonie	23,5	28
	Foie	6,8	1 nid de 4 jeunes	27,2	5 colonies entre 2 et 10 nids par colonie	50,9	21
	Reins	-	-	21,3	7 colonies entre 2 et 10 nids par colonie	41,8	20
	Sang	23,2	1 nid de 4 jeunes	30,4	5 colonies entre 2 et 10 nids par colonie	68,7	21
	Plumes	13,3	2 nids; 2 et 4 jeunes	17,7	12 colonies entre 2 et 10 nids par colonie	34	24
Pourcentage de lipide	Oeuf	14,5	3 nids; 5 oeufs par nid	18,2	4 colonies entre 3 et 7 nids par colonie	15,3	27
	Foie	11,3	1 nid de 4 jeunes	29,7	8 colonies entre 2 et 10 nids par colonie	14,7	23
Composés organochlorés détectés	Oeuf	5	3 nids de 5 oeufs	10,6	4 colonies entre 3 et 7 nids par colonie	10,4	27
	Foie	13,4	1 nid de 4 jeunes	22,5	8 colonies entre 2 et 10 nids par colonie	53,9	23
	Sang	4,6	1 nid de 4 jeunes	55,6	4 colonies entre 2 et 6 nids par colonie	42,7	18
DDE	Oeuf	25,4	3 nids; 5 oeufs par nid	128,7	4 colonies entre 3 et 5 nids par colonie	60,6	27
	Foie	13,7	1 nid de 4 jeunes	92,9	8 colonies entre 3 et 10 nids par colonie	64,4	23
	Sang	46,0	1 nid de 3 jeunes	90,5	4 colonies entre 2 et 6 nids par colonie	108,0	18
BPC	Oeuf	24,0	3 nids; 5 oeufs par nid	101,8	4 colonies entre 3 et 5 nids par colonie	91,4	27
	Foie	17,3	1 nid de 4 jeunes	79,9	8 colonies entre 3 et 10 nids par colonie	92,1	23
	Sang	26,4	1 nid de 3 jeunes	107,9	4 colonies entre 2 et 6 nids par colonie	100,5	18
Hématocrites	Sang	12,9	4 nids entre 2 et 4 jeunes par nid	11,3	21 colonies entre 3 et 11 nids par colonie	35,9	22
Protéines totales	Sang	7,3	4 nids entre 2 et 4 jeunes par nid	12,4	14 colonies entre 3 et 11 nids par col6nies	3,9	14
Épaisseur des coquilles	-	6,2	45 nids entre 2 et 5 oeufs par nid	6,8	25 colonies entre 2 et 11 nids par colonie	6,4	28

CV = Coefficient de variation

et al. 1994). La variabilité entre les concentrations de DDE et de BPC dans les tissus de héronneaux provenant d'un même nid est plus élevée que celle du mercure. Les coefficients moyens de variation du DDE et des BPC sont respectivement de 25,4 % et de 24,0 % dans les oeufs, de 13,7 % et 17,3 % dans le foie et de 46,0 % et 26,4 % dans le sang (tableau 2). Les variations intra-couvées des concentrations de DDE et des BPC dans les oeufs de 62 nids de Bihoreau gris de cinq colonies américaines (12 % et 17 %) (Custer *et al.* 1990), de même que celles dans les œufs d'Épervier d'Europe (*Accipiter nisus)* (12 % et 20 %) (Newton et Bogan 1978) sont plus faibles que celles observées chez le Grand Héron au Québec.

La séquence de ponte a une influence sur la quantité de mercure et de pesticides organochlorés transmis aux œufs par les femelles (Mineau 1982; Becker et Sperveslage 1989; Morera *et al.* 1997). Ainsi, les concentrations de mercure diminuent d'environ 28 % entre le premier et le troisième oeuf chez le Goéland argenté (Becker et Spervelage 1989). Selon plusieurs auteurs, la concentration de mercure dans les œufs est déterminée par celle de la diète de la femelle durant la période pré-ponte (Walsh 1990; Furness 1993). Le phénomène inverse est observé pour les composés organochlorés, le troisième oeuf étant plus contaminé que le premier (Mineau 1982; Becker et Spervelage 1989). Chez le Goéland argenté cette différence est de l'ordre de 13 % à 17 % en Allemagne (Becker et Spervelage 1989) et de 19 % à 26 % au Canada (Mineau 1982), tandis que chez la Sterne pierregarin elle varie entre 0 % et 29 % aux États-Unis (Nisbet 1982). Selon Ewins et Bishop (1993) et Nisbet (1982), la formation du troisième oeuf mobilise plus de réserves endogènes que les deux autres chez le Balbuzard et la Sterne pierregarin reflétant ainsi une plus longue exposition et bioaccumulation des composés organochlorés.

Les coefficients de variation plus élevés dans le sang que dans les autres tissus peuvent être dus à plusieurs facteurs. Le temps écoulé entre le dernier repas et la prise d'échantillons sanguins déterminera si l'absorption de nouveaux contaminants et/ou de lipides a eu lieu, affectant ainsi les concentrations sanguines des contaminants. La synthèse des lipides par une alimentation riche en protéines (Farner et King 1972; Norstrom *et al.* 1986) et/ou une circulation des lipides de l'organisme peuvent aussi avoir un impact sur les concentrations de contaminants dans le foie. Notons qu'une relation négative existe entre le volume de nourriture du dernier repas du Grand Cormoran (*Phalacrocorax carbo*) et la concentration de certains composés organochlorés dans le foie (Platteeuw *et al.* 1995). Un autre facteur que l'on peut considérer est la quantité de nourriture disponible en milieu naturel ou l'état de santé des jeunes. En effet, si les adultes ne parviennent pas à nourrir la nichée, seuls les jeunes les plus forts survivent. Les héronneaux chétifs, s'affaiblissent progressivement et sont bousculés hors du nid par les individus plus énergiques déterminés à s'approprier la nourriture apportée au nid (DesGranges 1995).

Variabilité intra-colonie: La variabilité des concentrations de contaminants à l'intérieur d'une colonie d'oiseaux est généralement supérieure à celle intra-nid (Potts 1968) (tableau 2). Le coefficient moyen de variation pour les concentrations de mercure dans les oeufs est de 64,2 %. Dans les tissus de héronneaux, il varie entre 17,7 % et 30,4 %.

Les coefficients de variation du mercure dans les plumes de jeunes Marmette de Troil (*Uria aalge)* (22 %), de Mouette tridactyle (*Rissa tridactyla)* (32 %), de Sterne arctique (*Sterna paradisaea)* (20 %), de Labbe parasite *(Stercorarius parasiticus)* (47 %) et de Grand Labbe *(Catharacta skua)* (31 %) (Stewart *et al.* 1997) sont égaux ou supérieurs à ceux calculés chez le Grand Héron (17,7 %). Ces coefficients dans les plumes des adultes de ces espèces sont aussi du même ordre de grandeur que chez le Grand Héron au Québec (43,2 %).

Les coefficients moyens de variation du DDE et des BPC à l'intérieur d'une colonie sont respectivement

de 128,7 % et de 101,8 % dans les oeufs, de 92,9 % et 79,9 % dans le foie et de 90,5 % et 107,9 % dans le sang. Le coefficient de variation du DDE dans les œufs de Grand Héron au Québec est semblable à celui observé en Alberta en 1969, 117 % (10 œufs par colonie; 4 colonies) mais inférieur à celui de la Sterne pierregarin (152 %) et supérieur à ceux du Goéland de Californie (*Larus californica*; 91,1 %) et du Cormoran à aigrettes provenant tous de l'Alberta (41,7 %) (Vermeer et Reynolds 1970).

La variabilité intra-colonie des concentrations de DDE et de BPC dans les oeufs de Goéland argenté récoltés entre 1989 et 1992 dans les Grands-Lacs est respectivement de 42 % et 30 % (n = 14 nids de 6 colonies) (Pettit *et al.* 1994). Les fortes différences observées entre le Goéland argenté et le Grand Héron peuvent être causées par le comportement alimentaire plus grégaire du goéland comparativement au héron. Le Goéland argenté est un opportuniste de premier ordre. Lorsqu'une source de nourriture est découverte beaucoup de ces congénères sont attirés et participent au festin. Chez le Grand Héron, on observe plutôt une certaine utilisation sectorielle des sites d'alimentation par les individus d'une colonie ou une individualisation dans le choix de la nourriture (Benoit *et al.* 1993). Ainsi, par les axes de vol des oiseaux, on s'aperçoit que les individus d'une colonie vont s'alimenter à différents endroits (Benoit *et al.* 1993) qui peuvent présenter des différences de contamination. On peut alors supposer que la contamination à l'intérieur d'une colonie est représentative de l'ensemble d'une région. Parmi les autres facteurs qui peuvent influencer le coefficient de variation entre des individus d'une même colonie, notons l'âge de l'oisillon.

Variabilité inter-colonie: La variabilité des concentrations en mercure dans les oeufs, le sang, le foie et les plumes de jeunes héronneaux entre les colonies est généralement supérieure à celle entre les nids d'une même colonie. Le coefficient moyen de variation est de 23,5 % pour les œufs. Il varie entre 34 % et 68,7 % dans les tissus des héronneaux (tableau 2).

La variabilité entre les concentrations en DDE et en BPC dans les tissus de héronneaux provenant de colonies différentes est plus élevée que celle du mercure. Les coefficients moyens de variation du DDE et des BPC sont respectivement de 60,6 % et de 91,4 % dans les oeufs, de 64,4 % et 92,1 % dans le foie et de 108 % et 100,5 % dans le sang. Chez le Bihoreau gris, la variation des concentrations de DDE et des BPC dans les oeufs de cinq colonies états-uniennes est plus élevée pour le DDE (88 %) et moins élevée pour les BPC (83 %) que celle des Grands Hérons au Québec (Custer *et al.* 1990).

Variation inter-annuelle: À l'aide des données historiques, nous avons également examiné la variation temporelle des concentrations de mercure, de DDE et d'Aroclor 1260 chez le Grand Héron au Québec. Chez cette espèce, il est difficile, voire impossible, d'effectuer un suivi par colonie étant donnée le caractère dynamique de ces dernières. Entre 1977 et 1992, 24 des 64 colonies présentes le long du Saint-Laurent sont disparues de sorte que l'on constate aujourd'hui que la moitié (20 / 40) des colonies actuellement actives n'existe que depuis le début des années 1980. L'augmentation du nombre de colonies depuis le début des années 1980 a été la plus remarquable dans le golfe du Saint-Laurent (DesGranges et Desrosiers 2005).

Dans les œufs, on observe une diminution significative des concentrations de DDE et de mercure dans le temps pour le secteur fluvial du Saint-Laurent (tableau 3). En utilisant l'ensemble des données, on a trouvé une diminution des concentrations de mercure dans le foie. Le faible effectif dans le foie relié à leur collection plus récente ne permet pas de comparaisons entre les régions, contrairement aux œufs pour lesquels les collectes ont débuté il y a plus de 20 ans.

Tableau 3 Évolution temporelle et spatiale des concentrations de DDE, d'Aroclor 1260 et de mercure dans les œufs et le foie des jeunes du Grand Héron entre 1977 et 1994

	DDE		Aroclor 1260		Mercure	
Région	Oeuf	Foie	Oeuf	Foie	Oeuf	Foie
Tronçon fluvial d'eau douce	B p = 0,02 (n=32)	= (n=24)	= (n=27)	= (n=28)	B p = 0,03 (n=12)	= (n=9)
Estuaire saumâtre	= (n=16)	d.i.	B p = 0,03 (n=16)	d.i.	d.i.	d.i.
Estuaire maritime	= (n=32)	= (n=17)	= (n=32)	B p = 0,002 (n=17)	= (n=21)	= (n=17)
Golfe Saint-Laurent	= (n=14)	d.i.	= (n=14)	d.i.	d.i.	d.i.
Lacs naturels	= (n=29)	= (n=24)	= (n=29)	= (p=24)	d.i.	d.i.
Total	= (n=123)	= (n=83)	= (n=118)	= (n=83)	= (n=60)	B p = 0,007 (n=49)

d.i. : Données insuffisantes
= aucun changement; non significatif ; B = Tendance à la baisse

Les données sur la contamination du Grand Héron avant 1986 sont peu nombreuses, d'où le peu de tendances temporelles significatives. Dans les œufs de Goéland argenté des Grands-Lacs, la baisse des concentrations de contaminants est plus importante entre les années 1970 et 1985 comparativement aux années subséquentes (Tillitt *et al.* 1998). Le point de rupture moyen se situe en 1987 pour le DDE et les BPC. (Pekarik et Weseloh 1998). Ainsi, avant les années 1980, 78 % des concentrations de divers pesticides organochlorés avaient diminuées alors que 21 % étaient restées stables et 1 % avaient augmentées. Après le point de rupture en 1987, 56 % des contaminants ont continué à décliner à un rythme plus faible; 37 % sont demeurés stables et 6 % ont augmenté (Pekarik et Weseloh 1998). Par ailleurs, les concentrations de mercure dans les œufs de Goéland argenté récoltés dans la région des Grands-Lacs ont diminué pour cinq colonies entre 1972-1992 et pour trois autres entre 1981-1992 (Koster *et al.* 1996). Ces auteurs indiquent toutefois que depuis 1983, cette diminution est faible et que les concentrations observées durant les dernières années devraient se maintenir, à moins qu'il n'y ait une réduction des rejets anthropogéniques de mercure.

À Kamouraska, au Québec, les concentrations de BPC et de mirex dans les Anguilles d'Amérique (*Anguilla rostrata*) ont baissé de 68 % à 56 % respectivement entre 1982 et 1990 (Hodson *et al.* 1994). Les concentrations des autres pesticides et du mercure ont aussi baissées à l'exception de la dieldrine. Une baisse des concentrations de plusieurs pesticides et des BPC a aussi été documentée dans des larves de lamproies dans le fleuve Saint-Laurent entre 1950 et 1990 (Renaud *et al.* 1995). Depuis 1975, les concentrations de mercure dans les Perchaudes (*Perca flavescens*) du fleuve Saint-Laurent ont diminué par un facteur de 2 à 3, et celles des BPC, par un facteur de 30 (Ion *et al.* 1997). Le déclin des concentrations de mercure dans le fleuve Saint-Laurent serait attribuable à une diminution des rejets des usines de papier (Laliberté 1993).

Mercure: L'analyse du mercure dans le bol alimentaire du Grand Héron a révélé une concentration moyenne de 0,25 µg/g (s = 0,02; n = 12). Les concentrations varient entre 0,08 µg/g et 0,83 µg/g, seulement deux valeurs sont supérieures à 0,3 µg/g.

Mercure total sous forme méthylique: Le mercure étant présent principalement sous forme méthylique (80 % à 100 %) dans les tissus des poissons (Skerfving 1972; Grieb *et al.* 1990; Bloom 1992), c'est sous

cette forme qu'il est transféré aux héronneaux. La proportion moyenne de mercure sous forme méthylique est plus grande ou égale à 80 % dans les oeufs, le foie et les reins des héronneaux. Dans les œufs de Grand Héron, ce rapport est du même ordre de grandeur que celui retrouvé dans des œufs de Guillemot noir (89 %; n = 3), de Guifette noire (93,5 %; n = 6), de Goéland argenté (74,7 %; n = 4), de Bihoreau gris (96 %; n = 4), d'Eider à duvet (87,5 %; n = 1), de Sterne pierregarin (89,8 %; n = 12) (SCF, données inédites) et de Balbuzard (91,5 %; n = 25) (DesGranges *et al.* 1994) récoltés au Québec entre 1989 et 1994.

Chez les Grands Hérons adultes, la proportion de MeHg / Hg dans le foie est de 31 % (s = 4,2; n = 6), ce qui est plus de 2,5 fois moins que chez les jeunes (83,4 %; s = 11,4; n = 45). Des rapports MeHg / Hg plus faibles que ceux de notre étude ont été mesurés dans le foie (20 % - 70 %), les reins (8 % - 70 %) et les muscles (72 % - 94 %) de Balbuzards adultes capturés en Norvège (Norheim et Froslie 1978). De faibles proportions de méthylmercure dans le foie ont également été observées chez le Pygargue à queue blanche (*Haliaeetus albicilla*) (15 % - 68 %) en Norvège (Norheim et Froslie 1978), chez des Goélands argentés au Danemark (42 %) (Karlog et Clausen 1983), de même que chez plusieurs espèces d'oiseaux pélagiques de la famille des procellariiformes (Lock *et al.* 1992; Kim *et al.* 1996).

Une proportion de méthylmercure plus faible dans les tissus peut être attribuable en partie à une alimentation dont le contenu en méthylmercure est plus faible, mais cela est plus souvent dû à la transformation du méthylmercure en mercure inorganique (Norheim et Froslie 1978). Bien que le degré de contamination en mercure de l'oiseau puisse influencer la déméthylation du mercure (Norheim et Froslie 1978), nous n'avons pas trouvé chez les jeunes de relation significative entre la proportion de méthylmercure dans le foie (r_s = -0,14; p = 0,35; n = 45) et les reins (r_s = -0,08; p = 0,61; n = 46) et d'autre part la concentration en mercure total. Il n'existe pas de relation entre les concentrations en méthylmercure et le pourcentage en lipide dans le foie (r_s = 0,19; p = 0,23; n = 45) contrairement à ce qui est observé dans les oeufs (r_s = 0,76; p = 0,01; n = 10), possiblement à cause de nos faibles effectifs.

Aucune différence significative n'a été trouvée entre l'intérieur des terres et le système du Saint-Laurent quant à la proportion de mercure sous forme méthylique dans le foie et les reins des héronneaux (Mann-Whitney, $-1,19 < Z < 0,29$; $p \geq 0,23$). Par ailleurs, le rapport MeHg / Hg total est significativement plus faible dans le sang (57,7 %) comparé aux reins (88 %) ($Q = 3,82$; $p < 0,05$).

Exposition au mercure chez le Grand Héron adulte: La concentration moyenne de mercure dans le foie des adultes est de 7,3 µg/g (s = 8,6; n = 6; max. = 24,8; poids frais) tandis que celle des plumes est de 6,9 µg/g (s = 3,7; n = 20; poids sec). Dans les milieux hors du Saint-Laurent, la concentration moyenne de mercure dans les plumes est de 10,2 µg/g (s = 5,3; n = 3). Le long du Saint-Laurent cette concentration est de 6,3 µg/g (s = 3,2; n = 17), ce qui est 1,6 fois plus petit qu'à l'intérieur des terres (tableau 4). La concentration maximale de mercure dans les plumes est de 14,5 µg/g à l'île Laval.

Ces concentrations sont semblables à celles mesurées dans des plumes de Grands Hérons adultes (la $4^{ième}$ et la $5^{ième}$ primaire de l'aile gauche) récoltées au Québec entre 1932 et 1993 par l'Union Québécoise de Réhabilitation des Oiseaux de Proie, le ministère de l'Environnement et de la Faune, certains musées d'histoire naturelle et le Service canadien de la faune ($\bar{x}$ = 8,2 µg/g; s = 4,7; n = 51) (SCF, données inédites).

La concentration du mercure dans les plumes d'adulte est très variable. Cela tient en partie au fait que les échantillons analysés comprennent plusieurs types de plumes formées à différents moments du cycle

annuel et proviennent d'oiseaux d'âge et de sexe variables (Furness *et al.* 1986; Braune et Gaskin 1987a; Burger et Gochfeld 1991).

Concentration en mercure des œufs: Les concentrations de mercure dans les oeufs frais varient de 0,12 µg/g (poids frais) à l'île aux Oeufs, à 0,92 µg/g à l'île de la Corneille (annexe 4). La concentration moyenne de mercure dans les oeufs est de 0,27 µg/g [s = 0,14; n = 56 (138)]. Le seuil critique de mercure, 0,5 µg/g pour le développement des oeufs chez les gallinacés (Fimreite 1971), est dépassé dans 5 % de nos échantillons. Ce seuil est cependant variable selon les espèces.

Les concentrations de mercure dans les œufs récoltés hors du Saint-Laurent sont significativement plus élevées que celles provenant du système du Saint-Laurent (0,31 µg/g vs 0,26 µg/g) (tableau 4). Aucune différence entre les secteurs du Saint-Laurent n'a été observée. Mentionnons que l'écart entre le système du Saint-Laurent et les colonies situées à l'intérieur des terres est du même ordre de grandeur que la précision de la mesure analytique (± 0,05 µg/g). En conséquence, on ne devrait pas accorder trop d'importance à cette différence.

La concentration de mercure dans les oeufs dépend de plusieurs facteurs dont la dose à laquelle sont exposées les femelles par leur régime alimentaire (Tejning 1967; Heinz 1974; Scheuhammer 1987a), ainsi que la séquence de ponte des oeufs (Becker et Sperveslage 1989). Une quantité considérable de nourriture est requise au moment de la formation des œufs. La contamination des oeufs devrait donc refléter davantage celle de la nourriture ingérée au site de reproduction que la bioaccumulation de contaminants survenue au cours de la migration prénuptiale (Lewis *et al.* 1992; Stewart *et al.* 1997). Soulignons que la femelle Grand Héron pond son premier oeuf environ un mois après son arrivée au site de nidification dans le fleuve Saint-Laurent (DesGranges 1995).

Exposition au mercure chez le Grand Héron juvénile: Les concentrations moyennes de mercure dans le foie et le sang (poids frais) des Grands Hérons sont respectivement de 0,53 µg/g [s = 0,27; n = 48 (84)] et de 0,45 µg/ml [s = 0,32; n = 48(123)] (annexe 4). Bien que la concentration maximale de mercure mesurée dans le sang soit égale à 1,76 µg/ml (île aux Hérons), 71 % des valeurs se situent sous 0,5 µg/ml. La concentration moyenne de mercure dans les plumes est de 5,68 µg/g [s = 1,98; n = 70 (127); poids sec]. Le trois quart de ces concentrations sont inférieures à 7 µg/g chez les héronneaux; la valeur maximale étant de 10,5 µg/g (îles de la Mine) (annexe 4).

La concentration moyenne de mercure dans les plumes de héronneaux est supérieure à celle de jeunes du Grand Héron (3,5 µg/g) en Floride (Beyer *et al.* 1997), d'Aigrette garzette (*Egretta garzetta*) (1,69 µg/g) et du Bihoreau gris (2,1 µg/g) en Grèce (Goutner et Furness 1997) ainsi qu'à celle dans le sang (0,16 µg/ml) et les plumes (3,8 µg/g) du Plongeons huart (*Gavia immer*) en Amérique du Nord (Evers *et al.* 1998). Toutefois, les concentrations dans le foie sont inférieures à celles mesurées en 1981 aux États-Unis ($\bar{x}$ = 0,56 - 1,14 µg/g) (Blus *et al.* 1985).

Globalement, les concentrations en mercure dans l'ensemble des tissus ne sont pas significativement différentes entre les héronneaux provenant du système du Saint-Laurent et celles mesurées à l'intérieur des terres (tableau 4). On remarque cependant une tendance en ce qui concerne le sang; la concentration moyenne de mercure dans le tronçon fluvial du Saint-Laurent ($\bar{x}$ = 0,48 µg/ml; s = 0,33; n = 38) est 1,5 fois plus grande que celle des milieux hors Saint-Laurent ($\bar{x}$ = 0,32 µg/ml; s = 0,23; n = 10). Les concentrations de mercure des échantillons provenant du tronçon fluvial du Saint-Laurent sont

Tableau 4 Concentration de mercure (µg/kg poids frais) dans divers tissus de Grand Héron au Québec entre 1989 et 1994

		Système du Saint-Laurent				Lacs naturels				Mann-Whitney	
Âge	Tissu	$\bar{x}$	s	n	Étendue	$\bar{x}$	s	n	Étendue	Z	p
Adulte	Plumes[1]	6,32	3,22	17	2,33 / 14,45	10,29	5,31	3	4,11 / 13,4	1,11	0,01
Adulte	Foie	3,82	1,39	5	1,59 / 5,13	24,75	-	1	24,75	-	-
-	Oeuf	0,26	0,15	44	0,33 / 0,92	0,31	0,08	12	0,15 / 0,43	2,23	0,03
Jeune	Sang[2]	0,48	0,34	38	0,11 / 1,76	0,32	0,23	10	0,14 / 0,84	1,93	0,054
Jeune	Plumes[1]	5,75	2,08	54	1,1 / 10,5	5,44	1,67	16	3,7 / 8,8	0,69	0,49
Jeune	Foie	0,52	0,25	37	0,15 / 1,27	0,58	0,33	11	0,31 / 1,32	0,23	0,82
Jeune	Reins	0,42	0,16	36	0,11 / 0,75	0,48	0,09	11	0,35 / 0,63	1,44	0,15

[1] µg/kg poids sec
[2] µg/ml poids frais

significativement supérieures à celles mesurées dans le Golfe ($Q > 2,39$; $p < 0,05$).

La concentration de mercure total dans le contenu stomacal des héronneaux est corrélée de façon significative avec celle mesurée dans les plumes des jeunes ($r_s = 0,73$; $p = 0,02$; $n = 10$). Il n'y a aucune corrélation avec celle du foie ($r_s = 0,53$; $p = 0,12$; $n = 10$) et du sang ($r_s = 0,29$; $p = 0,48$; $n = 8$). Les concentrations de mercure dans le bol alimentaire sont inférieures à celles présentes dans tous les tissus analysés du même individu (Wilcoxon sur valeurs appariées $Z < 2,51$; $p < 0,02$; n = entre 5 et 10).

Les relations entre les concentrations en mercure dans le sang et celles du foie ou des plumes de jeunes hérons, sans considération du lieu d'où proviennent ces données, indiquent de fortes corrélations. Ainsi, il y a une relation significative entre les concentrations en mercure dans le sang et celles dans le foie ($r^2 = 0,72$; $p < 0,01$; $n = 56$). La relation entre la concentration en mercure dans les plumes et celle du sang des héronneaux est affectée par l'âge des héronneaux. La considération simultanée de l'âge des héronneaux et de la concentration en mercure dans le sang permet de mieux prédire (transformation logarithmique $r^2 = 0,64$; $p < 0,0001$; $n = 45$) la concentration de mercure dans les plumes (sans l'âge $r^2 = 0,48$). À noter qu'il n'y a pas de relation entre l'âge et la concentration de mercure dans les plumes ($r_s = 0,06$; $p = 0,61$; $n = 73$).

Des corrélations significatives entre les concentrations en mercure (< 5 µg/g) du foie et des reins et du foie et des muscles ont été constatées chez des oiseaux de proie en Norvège (Norheim et Froslie 1978). En Angleterre, la Chouette hulotte (*Strix aluco*) a montré une relation étroite entre les concentrations en mercure dans les muscles pectoraux et celles de plusieurs autres tissus (le foie, les reins, le coeur et le cerveau) (Stanley et Elliott 1976). Des relations semblables ont aussi été observées chez le Balbuzard (DesGranges *et al.* 1998) et le Plongeon huart (Evers *et al.* 1998). Aucune relation entre l'âge des Bihoreaux gris et d'Aigrettes garzette et la concentration en mercure de leurs plumes n'a été observée en Grèce (Goutner et Furness 1997).

Le rapport des concentrations en mercure total dans les plumes sur celles des autres tissus est présenté au tableau 5. En moyenne, les concentrations en mercure dans les plumes de héronneaux sont 17 fois plus élevées que celles du sang, 13 fois plus que celles des reins et 10 fois plus que celles du foie. Le rapport [Hg] reins / [Hg] foie (lorsque les deux composés sont détectés) varie de 0,5 à 0,8 ($\bar{x}$ = 0,6; s = 0,08; n = 13) ce qui indique qu'il s'agit principalement d'une exposition au méthylmercure (Scheuhammer 1987b).

Comparaison adulte-œuf-jeune: La concentration de mercure dans les oeufs est de 26 fois inférieure à celle des plumes des adultes (Wilcoxon sur les valeurs moyennes par colonie: Z = -3,41; p = 0,0007; n = 15). En outre, il n'y a pas de relation significative entre ces deux teneurs en mercure (r_s = 0,41; p = 0,139; n = 15). Les oeufs sont en moyenne 2,3 fois moins contaminés que le sang des jeunes hérons (Z = -2,90; p= 0,0038; n = 15) et 21 fois moins que les plumes de ces derniers (Z = -3,62; p = 0,0003; n = 17).

Le rapport des concentrations de mercure dans les plumes de jeunes hérons sur celles des oeufs est supérieur à ceux de la Sterne pierregarin (14,4 - 17,3) et du Goéland argenté (entre 7,4 - 14,7) en Allemagne (Becker *et al.* 1994). L'utilisation de ces ratios entre les études entourant les plumes est influencé par l'espèce, le type de plumes, la date d'échantillonnage en relation avec la mue (Thompson et Furness 1989), l'âge de l'oisillon (DesGranges *et al.* 1994) et le site (Becker *et al.* 1994).

On peut supposer que les concentrations de mercure mesurées chez les jeunes héronneaux reflètent les concentrations présentes dans le milieu ambiant. Le mercure qui provient des femelles via les œufs est dirigé vers les parties cornées et le premier duvet des héronneaux (Becker *et al.* 1994). Le mercure provenant du milieu ambiant est donc entreposé dans les nouvelles plumes.

Dans l'ensemble, les plumes d'adulte ($\bar{x}$ = 6,9 µg/g) contiennent 1,2 fois plus de mercure que celles de leurs jeunes ($\bar{x}$ = 5,7 µg/g) (Mann-Whitney Z = -1,07; p = 0,29; n = 90). Ce rapport est inférieur à celui du Balbuzard (1,5) vivant sur les territoires de la baie James et de la baie d'Hudson (DesGranges *et al.* 1994) et du Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*; 2,1 à 3,6) en Scandinavie (Lindberg et Odsjo 1983).

Les différences de concentrations entre les plumes d'adultes et celles des jeunes peuvent être dues à une exposition au mercure plus longue chez les parents que chez les jeunes (3 mois vs 1½ mois) (Lindberg et Odsjo 1983; Furness *et al.* 1990) de même qu'au renouvellement plus lent des plumes chez l'adulte comparativement au jeune qui acquiert son premier plumage. La longue exposition au mercure des adultes entraîne alors un transfert plus important de mercure dans les quelques plumes qui muent durant l'été. À l'opposé, presque toutes les plumes du jeune croissent en même temps, ce qui permet une meilleure distribution du mercure dans tout le plumage et, par conséquent, des concentrations en mercure moins élevées et plus semblables entre les diverses plumes (Johnels *et al.* 1979; Braune et Gaskin 1987a).

Tableau 5 Rapport des concentrations de mercure total dans les plumes (µg/g, poids sec) sur celles de différents tissus (poids frais) chez le Grand Héron juvénile au Québec entre 1989 et 1994

Tissu	$\bar{x}$	s	n	Étendue
Foie	10,2	3,1	36	3,8 / 18,3
Reins	12,8	1,3	5	11,4 / 14,5
Sang	16,6	6,1	30	6,8 / 29,7

Charge corporelle: La majeure partie du mercure est associée aux plumes (89 % pour 19 % du poids corporel), le reste se trouvant dans le sang (6 % - 7 %), le foie (2 % - 3 %) et les reins (0,4 % - 0,6 %) (figure 2). La forte proportion de mercure dans les plumes des héronneaux n'est pas surprenante étant donné que la majeure partie du mercure corporel (plus de 50 %) non éliminé par les fèces est transféré dans les plumes en croissance (Stickell *et al.* 1977; Furness *et al.* 1986; Braune et Gaskin 1987b; Lewis et Furness 1991; Lewis *et al.* 1992; DesGranges *et al.* 1998).

La quantité moyenne de mercure présent dans les héronneaux élevés en bordure du Saint-Laurent (1,53 mg) est semblable à celle constatée en milieu terrestre (1,59 mg) (moyenne globale 1,54 mg) et est supérieure à celle des œufs, (0,017 mg). Les concentrations de mercure dans les tissus internes et, par conséquent, la quantité totale de mercure dans l'organisme, augmentent une fois la croissance des plumes terminée (Furness *et al.* 1986). Cette estimation du mercure total dans le corps des héronneaux est inférieure à la quantité réelle car la proportion de mercure contenue dans la carcasse (peau, os, bec, parties cornées, muscles et petits organes) n'a pas été déterminée. À noter que la quantité de mercure chez les héronneaux est près de celles de Balbuzards élevées en milieux nordiques non aménagés (1,7 mg) (DesGranges *et al.* 1998) et où la même méthodologie a été utilisée.

La croissance des plumes protège le héronneau contre les effets toxiques du mercure, puisque ces dernières agissent comme un exutoire où est dirigé le mercure. Bien que les jeunes naissent couverts de duvet, ce dernier est rapidement remplacé de sorte qu'au tiers de sa croissance, l'oiseau est complètement couvert de plumes (Butler 1992).

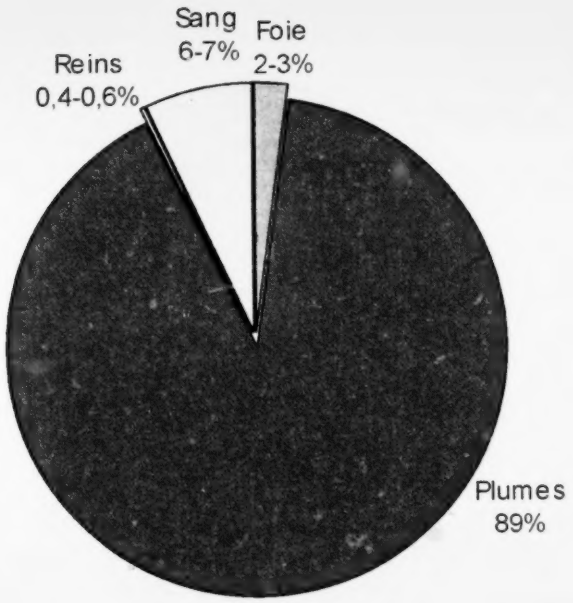


Figure 2 Charge corporelle en mercure chez les jeunes Grands Hérons au Québec

Autres métaux: Les pourcentages de détection des métaux analysés dans divers tissus sont présentés au tableau 6.

Sélénium: Bien que le sélénium soit bioaccumulé principalement dans les reins et dans le foie (Eisler 1985), il a été détecté dans tous les échantillons de sang (tableau 6). Les concentrations moyennes de sélénium chez les héronneaux sont de 1,87 µg/g (s = 0,90; n = 13) dans le foie, de 1,51 µg/g (s = 0,78; n = 46) dans les reins et dans le sang de 0,68 µg/ml (s = 0,13; n = 6) (annexe 5). Il y a une différence significative entre les concentrations de sélénium des différents tissus (Kruskal-Wallis H = 16,56; p = 0,0003; n = 53). Seules les concentrations dans le sang sont inférieures à celles de deux autres tissus; le foie et les reins des mêmes individus présentant des concentrations similaires (Mann-Whitney Z = -1,78; p = 0,08; n = 10). Ces concentrations sont semblables à celles de Mouettes à tête noire *(Larus atricilla)* récoltées dans l'état de New York en 1992 (Gochfeld *et al.* 1996) et de Balbuzards récoltés à la baie James (DesGranges *et al.* 1994).

Les concentrations de sélénium sont plus élevées dans les reins des héronneaux provenant de l'intérieur des terres ($\bar{x}$ = 1,61 µg/g; s = 0,17; n = 10) que celles du système du Saint-Laurent ($\bar{x}$ = 1,47 µg/g; s = 0,42; n = 36) (Mann-Whitney Z = 2,18; p = 0,029) (annexe 5).

Tableau 6 Pourcentage de détection des métaux dans les tissus de Grand Héron au Québec entre 1989 et 1994

Contaminant	Âge	Foie % (n)	Reins % (n)	Sang % (n)	Plumes % (n)
Mercure	Adulte	100 (6)	-	100 (6)	100 (20)
Mercure	Jeune	100 (48)	100 (47)	100 (48)	100 (70)
Sélénium	Jeune	100 (13)	100 (46)	100 (6)	-
Arsenic	Jeune	92 (13)	98 (46)	67 (15)	-
Cadmium	Jeune	0 (13)	15 (46)	0 (16)	-
Plomb	Jeune	-	0 (7)	3 (36)	-

Les rapports [Hg] / [Se] dans le foie et les reins ne sont pas significativement différents entre les héronneaux des différentes provenances (Mann-Whitney $-1,83 \leq Z \leq 0,0$; $p > 0,07$) (tableau 7). Ce rapport [Hg] / [Se] est inférieur au rapport molaire Hg / Se (1:1), 2,54, dans 98,5 % des échantillons. Un rapport supérieur à 2,54 pourrait signifier que la quantité de sélénium bioaccumulée n'est pas suffisante pour se conjuguer au mercure et ainsi protéger l'organisme contre les effets toxiques de ce dernier. Chez le Grand Héron, un ratio supérieur à 2,54 est observée à l'île Dowker (3,7); le même résultat est aussi observé à cette station pour le Bihoreau gris (4,2; SCF données inédites).

Il n'existe aucune relation entre les concentrations de sélénium et celles de mercure total dans le foie ($r_s = -0,39$; $p = 0,19$; $n = 13$), les reins ($r_s = 0,03$; $p = 0,83$; $n = 46$) et le sang ($r_s = 0,09$; $p = 0,87$; $n = 6$) des héronneaux. L'âge des oiseaux et la disponibilité variable du mercure et du sélénium dans le milieu peuvent être à l'origine de ces résultats discordants (Eisler 1985; Leonzio *et al.* 1986). Quoiqu'il en soit, force est de constater, à l'instar de plusieurs autres chercheurs (Koeman *et al.* 1975; Hutton 1981; Goede 1985), que les liens qui devraient normalement exister entre les concentrations de sélénium et de mercure dans les tissus des oiseaux ne sont pas toujours manifestes.

Arsenic: L'arsenic a été détecté dans les trois tissus analysés (annexe 6). Aucune différence significative n'a été détectée entre ces tissus (Kruskal-Wallis $H = 3,23$; $p = 0,20$; $n = 62$). Cependant lorsque les valeurs du foie et des reins des mêmes individus sont comparées on observe une concentration supérieure dans les reins (0,11 µg/g vs 0,08 µg/g; Wilcoxon valeurs appariées $Z = -2,70$; $p = 0,007$; $n = 10$). À noter que 92 % de toutes les concentrations sont inférieures à 0,20 µg/g; la concentration maximale étant observée dans les reins (0,48 µg/g). Les concentrations d'arsenic observées dans les organismes vivant en eau douce sont généralement inférieures à 1 µg/g (Eisler 1988; Quémerais 1996). Les faibles concentrations retrouvées s'expliquent probablement par le fait que l'arsenic ne se biomagnifie pas dans la chaîne alimentaire (Eisler 1988). Les concentrations d'arsenic dans les reins des héronneaux du fleuve ($\bar{x} = 0,06$ µg/g; $s = 0,09$; $n = 36$) sont cependant plus élevées que celles trouvées

Tableau 7 Rapport des concentrations du mercure total sur celles du sélénium dans les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994

RÉGION	Foie				Reins				Sang			
	$\bar{X}$	s	n	Étendue	$\bar{X}$	s	n	Étendue	$\bar{X}$	s	n	Étendue
Tronçon fluvial d'eau douce	1.09	1.46	5	0.17 / 3.68	0.35	0.13	25	0.13 / 0.61	0.84	0.42	3	0.38 / 1.20
Estuaire saumâtre	0.30	-	1	0.30	0.26	-	2	0.22 / 0.29	-	-	-	-
Estuaire maritime	0.27	0.15	6	0.11 / 0.50	0.22	0.09	8	0.07 / 0.32	0.39	0.13	2	0.29 / 0.48
Golfe Saint-Laurent	-	-	-	-	0.06	-	1	0.06	-	-	-	-
Lacs naturels	0.41	-	1	0.41	0.30	0.08	10	0.21 / 0.48	0.80	-	1	0.80

hors du Saint-Laurent ($\bar{x}$ = 0,006 µg/g; s = 0,001; n = 10) (Mann-Whitney Z = 4,10; p = 0,0001; n = 46). Elles sont du même ordre de grandeur que celles des poissons captures au lac Saint-Pierre (< 0,05 µg/g - 0,34 µg/g; poids frais) (Langlois et Sloterdijk 1989).

Cadmium: Le cadmium est bioaccumulé toute la vie durant, principalement au niveau des reins et du foie, ces deux organes contenant près de 80 % de la charge corporelle de l'organisme (Scheuhammer 1991). Il a été détecté dans très peu d'échantillons rénaux (15 %; tableau 6), la concentration maximale chez les héronneaux étant de 0,21 µg/g (île Dickerson) (annexe 7). Le court temps d'exposition de ces derniers, soit leur âge ($\bar{x}$ = 36,7 jours), est probablement responsable de ces faibles concentrations.

Plomb: Le plomb a été détecté dans un seul échantillon (sang 0,025 µg/ml; île Dickerson; tableau 6).

Au Québec, les variations géographiques des concentrations de cadmium et de plomb dans les muscles des Moules bleues (*Mytilus edulis*) de l'estuaire et du Nord-Ouest du golfe Saint-Laurent en 1977 n'étaient pas fonctions des sources de pollution (Cossa et Bourget 1980). Elles seraient probablement reliées à la concentration de cadmium et de plomb des eaux de surface qui s'écoulent du bouclier canadien. Cette hypothèse combinée au court temps d'exposition des héronneaux et à une diminution des concentrations de cadmium et de plomb dans les particules (Cossa et Poulet 1978) lors du passage de l'eau douce à l'eau salée pourrait expliquer l'absence de détection ou les faibles concentrations observées dans ce secteur du Saint-Laurent.

Étant donné les faibles concentrations des métaux les plus toxiques (As, Cd, Pb et Hg) de même que la courte période d'exposition, nous sommes d'avis qu'ils ne représentent pas une menace pour la santé des jeunes Grands Hérons au Québec.

Composés organiques de synthèse

Contamination des adultes: Le pourcentage de détection des composés organochlorés dans le foie des adultes est de 79,2 % (s = 4,8; n = 6). Les concentrations moyennes des deux composés les plus abondants, le DDE et les BPC, chez les adultes sont respectivement de 0,32 mg/kg (s = 0,15; n = 6) et de

0,82 mg/kg (s = 0,68; n = 6)

Contamination des œufs et des jeunes. Il n'y a aucune différence significative entre le pourcentage de lipide dans les oeufs et le foie de Grands Hérons entre le système du Saint-Laurent et le milieu terrestre (Mann-Whitney $Z < -0,864$; $p > 0,25$). Les pourcentages moyens de lipide dans les œufs sont de 5,7 [s = 1,0; n = 55 (139)] et de 3,4 [s = 1,3; n = 76 (103)] dans le foie. Le trois quart des données se situe entre 4,7 % et 6,4 % pour les oeufs et entre 2,8 % et 4,2 % pour le foie (annexe 8).

Les pesticides organochlorés (OC) et les biphényles polychlorés ont été détectés significativement plus fréquemment dans les oeufs, suivi du foie et du sang des héronneaux entre 1989 et 1994 (Kruskal-Wallis $H = 26,4$; $p < 0,0001$) (tableau 8; annexe 9). En moyenne, les 67 composés recherchés ont été détectés dans 76,3 % des oeufs [s = 10,0; n = 55 (139)], 62,7 % des échantillons de foie [s = 25,3; n = 76 (104)] et 43,9 % des échantillons sanguins [s = 27,1; n = 30 (83)]. Le pourcentage de détection des composés organochlorés est plus élevé dans le foie des oiseaux du système du Saint-Laurent comparativement au milieu naturel. Aucune différence n'a été trouvée dans les œufs et le sang (tableau 8).

Le DDE, les BPC, la dieldrine, le photo-mirex, le mirex, le *trans* et le *cis*-nonachlore, l'oxychlordane et l'hexachlorobenzène sont les contaminants les plus fréquemment détectés (> 50 %) dans les oeufs, le foie et le sang des héronneaux (tableau 9). A l'opposé, plusieurs des composés recherchés n'ont pas été détectés ou l'ont été dans très peu d'échantillons (1,2,3,4-tétrachlorobenzène, 1,2,4,5-tétrachlorobenzène, pentachlorobenzène, α, β et γ-hexachlorocyclohexane).

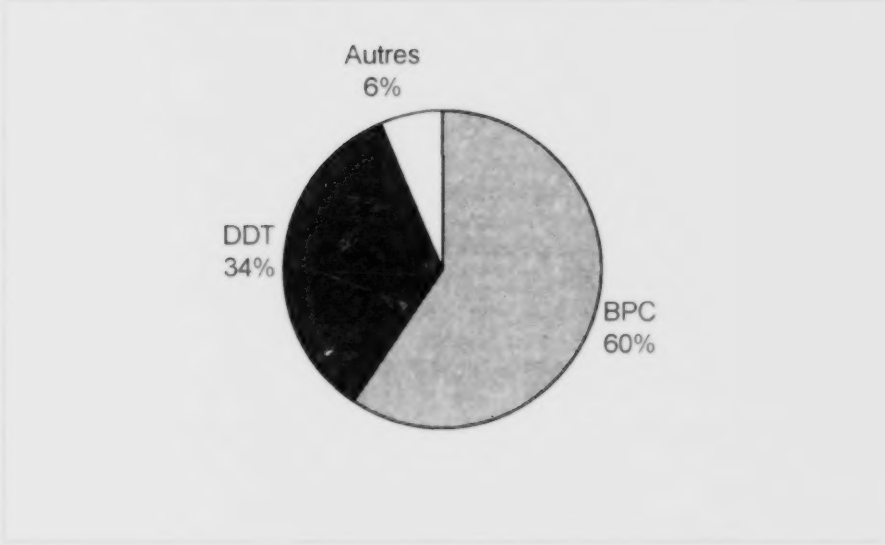
Tableau 8 Pourcentage de détection des organochlorés et des biphényles polychlorés dans les tissus de Grand Héron au Québec entre 1989 et 1994

Tissu	Tronçon fluvial d'eau douce				Lacs naturels				Mann-Whitney	
	$\bar{X}$	s	n	Étendue	$\bar{X}$	s	n	Étendue	Z	P
Oeuf	77,2 %	10,6	44	57,8 / 94,9	72,8 %	6,4	11	59,4 / 84,4	-1,47	0,14
Foie	66,0 %	25,6	56	9,4 / 91,7	56,5 %	23,7	20	15,9 / 80,0	**-1,99**	**0,047**
Sang	48,4 %	28,5	23	1,6 / 87,3	29,1 %	15,2	7	18,8 / 59,4	-1,59	0,11

Tableau 9 Pourcentage de détection des pesticides organochlorés dans les tissus de Grand Héron au Québec entre 1989 et 1994

Contaminants	ŒUF (n=55)	JEUNE		ADULTE
		Foie (n = 76)	Sang (n = 30)	Foie (n = 6)
α-Hexachlorocyclohexane	1,8	0,0	0,0	0,0
β-Hexachlorocyclohexane	49,1	31,6	0,0	0,0
γ-Hexachlorocyclohexane	1,8)	1,3	0,0	0,0
p'p'-DDT	98,2	44,7	6,7	0,0
p'p'-DDD	96,4	63,2	43,3	100
p'p'-DDE	100	100	100	100
trans-Nonachlore	100	88,2	83,3	100
cis-Nonachlore	98,2	78,9	63,3	100
Oxychlordane	98,2	88,2	50,0	100
cis-Chlordane	98,2	64,5	23,3	100
trans-Chlordane	65,5	14,5	6,7	0,0
Époxyde d'heptachlore	100	97,4	26,7	100
Dieldrine	100	78,9	43,3	100
photo-Mirex	90,9	67,1	63,3	100
Mirex	100	73,7	60,0	100
Aroclor 1260	100	97,4	90,0	100
Aroclor 1254/1260 (1:1)	100	100	90,0	100
Biphényles polychlorés	100	100	90,0	100
Octachlorostyrène	60,0	67,1	23,3	100
1,2,4,5-Tétrachlorobenzène	3,6	5,3	13,3	0,0
1,2,3,4-Tétrachlorobenzène	1,8	3,9	36,7	0,0
Pentachlorobenzène	32,7	39,5	0,0	66,7
Hexachlorobenzène	98,2	93,4	86,7	100
Tris (4-chlorophényl) méthanol	61,8 (n = 49)	1,3 (n = 33)	3,3 (n = 40)	66,7

Oeufs



Foie

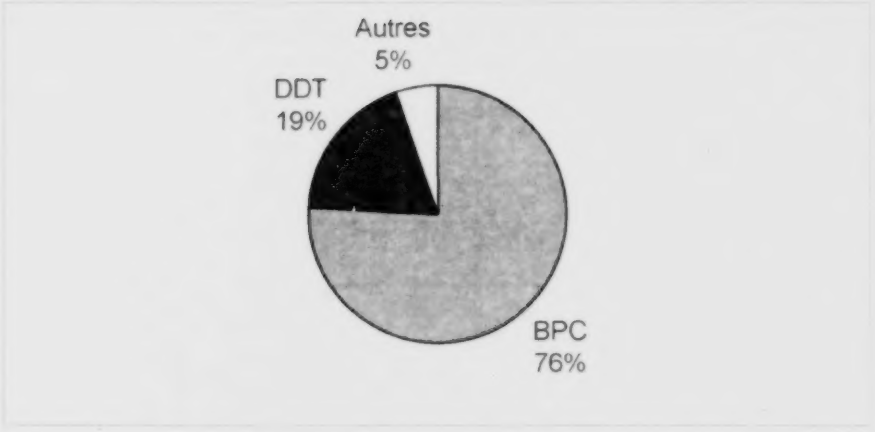


Figure 3 Proportion de divers composés organochlorés dans les œufs et le foie de Grand Héron à l'île Dickerson au lac Saint-François en 1992. Cette colonie est la plus contaminée par les BPC au Québec. (DDT = DDT + DDE + DDD)

Au Québec, le DDE et les BPC sont les contaminants organiques les plus abondants dans les œufs et les tissus des héronneaux. Pour toutes les stations combinées, les BPC et la Σ DDT contribuent respectivement à 45 % et 44 % de la somme totale des contaminants organiques dans les oeufs (figure 3). Ces pourcentages sont par ailleurs différents entre le système du Saint-Laurent et les milieux situés à l'intérieur des terres en ce qui concerne le foie et le sang, la proportion de BPC étant plus forte dans le système du Saint-Laurent qu'en milieu terrestre.

La concentration moyenne de DDE dans les oeufs récoltés entre 1989 et 1994 au Québec est de 3,85 mg/kg [s = 5,1; n = 55 (139), poids frais] (tableau 10). La concentration maximale de DDE dans les œufs de Grand Héron, 30,9 mg/kg, provient de l'île du Petit Caouis. La concentration maximale de DDE mesurée au Québec, 96,5 mg/kg, provient d'un oeuf de Fou de Bassan recueilli à l'île Bonaventure en 1968 (Chapdelaine *et al.* 1987). Seulement 20 % des échantillons présentent des concentrations supérieures à 5 mg/kg, la limite critique pour le développement des oeufs de Balbuzard (Noble et Elliott 1990). Cette limite varie toutefois selon les espèces. En Utah, une population d'Ibis à face blanche (*Plegadis chihi*) avec des concentrations supérieures à 3 mg/kg de DDE dans les oeufs a produit 30 % moins de jeunes qu'une autre dont les concentrations étaient inférieures à 1,5 mg/kg (Steele 1984). Chez le Grand Héron, 36,4 % des oeufs analysés présentent une concentration supérieure à 3 mg/kg. À noter que Vermeer et Reynolds (1970) ont observé une concentration de DDE de 78 mg/kg dans un œuf de Grand Héron dont l'embryon brisait sa coquille.

Le principal métabolite du DDT est le DDE. Il constitue respectivement 97,5 %, 88,0 % et 84,2 % de la somme des DDT dans les oeufs, le foie et le sang de jeunes hérons. De fortes proportions sont aussi observées chez les Bélugas du Saint-Laurent (*Delphinapterus leucas*) (79 % à 94 %) (Massé *et al.* 1986). Ces auteurs attribuent ce ratio élevé à l'accumulation du DDE sur un grand nombre d'années, à la transformation métabolique du DDT et à l'absence d'un apport récent de DDT.

Le rapport de la Σ DDT / BPC est supérieur à 1 dans 37 % des analyses dans le sang (n = 27) et 22 % de celles dans le foie (n = 76) comparativement à 57 % dans les œufs (n = 55) (annexe 10). Un rapport supérieur à 1 peut indiquer un apport de DDT dans l'écosystème (Martineau *et al.* 1987). Le DDT peut provenir des résidus encore présents dans l'environnement vu sa grande utilisation dans le passé, d'un usage récent (légal ou non) ou d'un produit contenant du DDT, comme le dicofol (nom commercial, Kelthane) (Risebrough *et al.* 1986), encore vendu au Québec (Lecomte *et al.* 1996). Une augmentation significative de ce ratio au cours des dernières années a été observée dans les œufs de Goéland argenté dans des colonies des Grands-Lacs. Toutefois, cette augmentation du rapport Σ DDT / BPC était attribuable à une diminution plus rapide des concentrations de BPC que de DDE à ces colonies (Hughes *et al.* 1998).

Toute cette question souligne l'apport de réserves endogènes lors de la formation des œufs. Dans les œufs, le DDT peut provenir des aires d'hivernage, de migration ou de nidification (White et Krynitsky 1986). Au Québec, le ratio de la Σ DDT / BPC est supérieur à 1 dans les œufs de Bihoreau gris (57 % des analyses; n = 14), de Balbuzard (40 %, n = 35), d'Hirondelle bicolore (33 %, n = 15) et de la Poule d'eau (*Gallinula chloropus*) (33 %, n = 3) tandis que chez le Goéland argenté (n = 39), le Cormoran à aigrettes (n = 24), le Fou de Bassan (n = 9), l'Eider à duvet (n = 7), le Pétrel cul-blanc (n = 1), le Macareux moine (n = 8), le Guillemot noir (n = 9) et le Petit pingouin (*Alca torda*) (n = 2), il

Tableau 10 Concentrations moyennes de p,p'-DDE (mg/kg; poids frais) dans les oeufs et les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994

RÉGION / Colonie	Œuf				Foie				Sang			
	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue
Tronçon fluvial d'eau douce	***3,238***	***3,042***	***7(31)***	***0,979 / 9,883***	***0,055***	***0,036***	***25(40)***	***0,015 / 0,140***	***0,006***	***0,002***	***6(28)***	***0,004 / 0,010***
Île Carillon	0,979	-	1(2)	0,979	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Dowker	2,109	-	1(5)	2,109	0,044	-	1(5)	0,044	0,004	-	1(5)	0,004
Île Dickerson	1,908	-	1(5)	1,908	0,056	0,039	11(14)	0,015 / 0,140	0,005	-	1(4)	0,005
Île Bienville	1,450	-	1(5)	1,450	0,033	-	1(5)	0,033	0,005	-	1(5)	0,005
Île aux Hérons	3,223	-	1(4)	3,223	0,053	-	1(3)	0,053	0,010	-	1(3)	0,010
La Grande Île	9,883	-	1(5)	9,883	0,058	0,041	10(11)	0,016 / 0,136	0,006	-	1(6)	0,006
Yamachiche	3,117	-	1(5)	3,117	0,052	-	1(2)	0,052	0,005	-	1(5)	0,005
Estuaire saumâtre	***1,858***	***1,672***	***13(21)***	***0,077 / 5,788***	***0,056***	***0,065***	***11(12)***	***0,010 / 0,208***	***0,010***	***0,007***	***3(7)***	***0,003 / 0,017***
Île de la Corneille	1,449	1,263	11(11)	0,077 / 5,069	0,055	0,068	10(10)	0,010 / 0,208	0,010	-	2(2)	0,003 / 0,017
Îles aux Loups Marins	5,788	-	1(5)	5,788	0,062	-	1(2)	0,062	0,011	-	1(5)	0,011
Îles de Kamouraska	2,423	-	1(5)	2,423	-	-	-	-	-	-	-	-
Estuaire maritime	***5,082***	***7,085***	***21(57)***	***0,042 / 30,95***	***0,029***	***0,038***	***17(29)***	***0,002 / 0,124***	***0,006***	***0,009***	***14(37)***	***0,000 / 0,034***
Île Gros Pot	4,844	-	1(5)	4,844	0,016	-	1(2)	0,016	0,002	-	1(5)	0,002
Île aux Basques	4,728	-	1(5)	4,728	-	-	-	-	-	-	-	-
Îlets Boisés	4,294	-	1(5)	4,294	0,004	-	2(2)	0,002 / 0,005	0,001	-	2(2)	0,000 / 0,001
Île Laval	2,966	-	1(5)	2,966	0,069	-	1(2)	0,069	0,010	-	1(5)	0,010
Île du Bic	8,434	-	1(5)	8,434	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Saint-Barnabé	6,846	-	1(5)	6,846	0,023	-	1(2)	0,023	0,009	-	1(4)	0,009
Îles de la Mine	7,000	-	1(5)	7,000	0,019	-	1(2)	0,019	0,001	-	1(5)	0,001
Pointe Saint-Pancrace	8,343	-	1(5)	8,343	0,015	-	1(5)	0,015	0,002	-	1(5)	0,002
Île aux Oeufs	6,305	8,498	3(3)	0,075 / 16,1	-	-	-	-	-	-	-	-
Île du Petit Caouis	4,224	10,04	9(9)	0,042 / 30,95	0,025	0,036	9(9)	0,003 / 0,115	0,004	0,006	6(6)	0,001 / 0,016
Île Manowin	2,338	-	1(5)	2,338	0,124	-	1(5)	0,124	0,034	-	1(5)	0,034
Golfe Saint-Laurent	***4,278***	***3,646***	***3(9)***	***0,952 / 8,177***	***0,032***	***0,031***	***3(3)***	***0,011 / 0,067***	-	-	-	-
Îles de la Madeleine	0,952	-	1(5)	0,952	-	-	-	-	-	-	-	-
Escuminac	8,177	-	1(1)	8,177	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Beau Séjour	3,706	-	1(3)	3,706	0,032	0,031	3(3)	0,011 / 0,067	-	-	-	-
Lacs naturels	***4,106***	***4,469***	***11(21)***	***1,608 / 17,286***	***0,023***	***0,025***	***19(20)***	***0,005 / 0,092***	***0,004***	***0,004***	***6(10)***	***0,001 / 0,011***
Lac Caribou	-	-	-	-	0,010	-	1(1)	0,010	-	-	-	-
Lac Édouard	2,094	-	1(5)	2,094	-	-	-	-	-	-	-	-
Petit lac Jacques-Cartier	1,608	-	1(5)	1,608	0,021	0,021	11(12)	0,005 / 0,079	0,002	-	1(5)	0,002
Lac Matapédia	4,607	4,837	9(11)	1,714 / 17,286	0,029	0,032	7(7)	0,010 / 0,092	0,004	0,004	5(5)	0,001 / 0,011

est toujours inférieur à 1 (SCF données inédites). Les oiseaux qui ont un ratio supérieur à 1 ont une aire d'hivernage qui inclut l'Amérique Centrale et du Sud, où le DDT est encore utilisé contrairement aux oiseaux marins qui utilisent la côte est de l'Amérique du Nord. Une partie de la contamination des oeufs de Grand Héron peut aussi provenir des aires de nidification étant donnée que ces derniers arrivent un mois avant la ponte et que la concentration maximale moyenne de DDT dans l'eau du fleuve Saint-Laurent est observée durant le mois d'avril (Pham *et al.* 1996). Cette augmentation est liée à la libération du DDT provenant de l'atmosphère lors de la fonte des neiges et au ruissellement des particules contaminées provenant des bassins versants (Pham *et al.* 1996).

La concentration moyenne de BPC dans les oeufs de Grand Héron est de 4,11 mg/kg [s = 5,4; n = 55 (139)]; la concentration maximale est de 29,7 mg/kg à l'île Matane (tableau 11). Comme les BPC totaux n'étaient pas mesurés au début des années 1970, la comparaison avec des données antérieures s'effectue à partir des estimations de formulations commerciales telle que l'Aroclor 1260. La concentration maximale d'Aroclor 1260 au Québec provient d'un œuf de Petit Pingouin, 75,4 mg/kg (île Pélerins; 1978). La plus forte concentration d'Aroclor 1260 dans un œuf frais est de 28,3 mg/kg et a été trouvée chez le Grand Héron à Escuminac en 1992. Seulement trois échantillons (n = 55) présentent une concentration supérieure à 16 mg/kg, la limite critique pouvant occasionner des problèmes de développement de l'embryon (Eisler 1986) alors que 78 % des mesures sont inférieures ou égales à 5 mg/kg.

Les concentrations de DDE et de BPC dans le foie des héronneaux sont toutes inférieures à 0,60 mg/kg (tableaux 10 et 11) tandis que celles dans le sang sont plus petites que 0,1 mg/kg dans 91 % et 51 % des échantillons respectivement. Les concentrations moyennes de DDE et de BPC dans le foie de jeunes Grands Hérons collectionnés au Québec entre 1989 et 1994 sont respectivement de 0,04 mg/kg [s = 0,04; n = 76 (104)] et 0,15 mg/kg [s = 0,16; n = 76 (104)] tandis que celles du DDE et des BPC dans le sang sont de 0,006 mg/kg [s = 0,007; n = 30 (83)] et de 0,02 mg/kg [s = 0,02; n = 30 (83)]. Ces faibles concentrations reflètent le court temps d'exposition des héronneaux, soit en moyenne 37 jours.

On observe une relation significative entre l'âge des oiseaux et la concentration de DDE dans le foie (r_s = -0,35; p < 0,002; n = 74), mais non dans le cas des BPC (r_s = -0,14; p = 0,23; n = 74). Étant donné que les concentrations des contaminants varient entre les colonies en fonction de l'âge moyen des héronneaux nous les avons étudiées séparément. Quoique les concentrations de DDE et de BPC diminuent significativement avec l'âge des héronneaux uniquement à la colonie de l'île de la Corneille (p = 0,03; n = 10), des tendances fortes sont observées aux deux autres colonies (tableau 12). La dilution et la distribution des contaminants dans le corps des oiseaux en croissance, l'excrétion et la dégradation possible de ces derniers, de même qu'une diminution du contenu en lipide couplé à un faible apport de contaminants sont habituellement responsables de cette tendance (Chametski 1976; Custer *et al.* 1985; Becker et Sperveslage 1989).

Biphényles polychlorés: Les congénères qui forment plus de 50 % de la somme des BPC dans l'œuf sont: les # 118, 138, 153 et 180 dans le foie, les # 118, 138, 153 et 182/187 et dans le sang, les # 118, 138, 149 et 153. Il n'est pas surprenant de trouver les congénères # 138, 153, et 180 car ils sont parmi ceux le plus souvent détectés dans la faune (Focardi *et al.* 1988; Elliott *et al.* 1989; Turle *et al.* 1991). Dans le Saint-Laurent, cinq d'entre eux, # 138, 118, 101, 153 et 105 dans l'eau, dans le zooplancton, le Poulamon Atlantique (*Microgadus tomcod*) et dans les muscles de Perchaudes capturées (Ion *et al.* 1997), constituent une grande proportion de la concentration totale des BPC chez le Grand Héron.

Tableau 11 Concentrations moyennes de biphényles polychlorés (mg/kg; poids frais) dans les oeufs et les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994

RÉGION / Colonie	Œuf				Foie				Sang			
	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue
Tronçon fluvial d'eau douce	***3,689***	***1,675***	***7(31)***	***1,116 / 5,918***	***0,283***	***0,140***	***25(40)***	***0,078 / 0,505***	***0,040***	***0,021***	***6(28)***	***0,022 / 0,071***
Île Carillon	1,116	-	1(2)	1,116	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Dowker	4,133	-	1(5)	4,133	0,362	-	1(5)	0,362	0,031	-	1(5)	0,031
Île Dickerson	3,482	-	1(5)	3,482	0,333	0,127	11(14)	0,135 / 0,505	0,062	-	1(4)	0,062
Île Bienville	5,918	-	1(5)	5,918	0,215	-	1(5)	0,215	0,029	-	1(5)	0,029
Île aux Hérons	3,448	-	1(4)	3,448	0,440	-	1(3)	0,440	0,071	-	1(3)	0,071
La Grande île	2,300	-	1(5)	2,300	0,189	0,112	10(11)	0,078 / 0,486	0,023	-	1(6)	0,023
Yamachiche	5,426	-	1(5)	5,426	0,496	-	1(2)	0,496	0,022	-	1(5)	0,022
Estuaire saumâtre	***4,294***	***3,723***	***13(21)***	***0,434 / 15,414***	***0,237***	***0,182***	***11(12)***	***0,047 / 0,551***	***0,037***	***0,029***	***3(7)***	***0,009 / 0,067***
Île de la Corneille	3,288	1,776	11(11)	0,434 / 6,773	0,206	0,159	10(10)	0,047 / 0,551	0,022	-	2(2)	0,009 / 0,035
Îles aux Loups Marins	15,414	-	1(5)	15,414	0,547	-	1(2)	0,547	0,067	-	1(5)	0,067
Îles de Kamouraska	4,240	-	1(5)	4,240	-	-	-	-	-	-	-	-
Estuaire maritime	***3,419***	***4,490***	***21(57)***	***0,284 / 18,702***	***0,047***	***0,055***	***17(29)***	***0,002 / 0,216***	***0,005***	***0,006***	***14(37)***	***0,000 / 0,019***
Île Gros Pot	7,819	-	1(5)	7,819	0,055	-	1(2)	0,055	0,009	-	1(5)	0,009
Île aux Basques	8,221	-	1(5)	8,221	-	-	-	-	-	-	-	-
Îlets Boisés	0,970	-	1(5)	0,970	0,022	-	2(2)	0,009 / 0,036	0,003	-	2(2)	0,002 / 0,005
Île Laval	1,850	-	1(5)	1,850	0,058	-	1(2)	0,058	0,009	-	1(5)	0,009
Île du Bic	18,702	-	1(5)	18,702	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Saint-Barnabé	4,771	-	1(5)	4,771	0,076	-	1(2)	0,076	0,019	-	1(4)	0,019
Îles de la Mine	7,159	-	1(5)	7,159	0,121	-	1(2)	0,121	0,003	-	1(5)	0,003
Pointe Saint-Pancrace	6,178	-	1(5)	6,178	0,051	-	1(5)	0,051	0,007	-	1(5)	0,007
Île aux Oeufs	2,169	1,953	3(3)	0,544 / 4,336	-	-	-	-	-	-	-	-
Île du Petit Caouis	0,469	0,300	9(9)	0,284 / 1,253	0,019	0,024	9(9)	0,002 / 0,070	0,001	0,003	6(6)	0,000 / 0,007
Île Manowin	5,403	-	1(5)	5,403	0,216	-	1(5)	0,216	0,013	-	1(5)	0,013
Golfe Saint-Laurent	***8,721***	***9,890***	***3(9)***	***2,756 / 20,137***	***0,094***	***0,056***	***3(3)***	***0,045 / 0,155***	-	-	-	-
Îles de la Madeleine	3,270	-	1(5)	3,270	-	-	-	-	-	-	-	-
Escuminac	20,137	-	1(1)	20,137	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Beau Séjour	2,756	-	1(3)	2,756	0,094	0,056	3(3)	0,045 / 0,155	-	-	-	-
Lacs naturels	***4,230***	***8,470***	***11(21)***	***0,324 / 29,669***	***0,038***	***0,059***	***19(20)***	***0,006 / 0,268***	***0,006***	***0,008***	***6(10)***	***0,001 / 0,022***
Lac Caribou	-	-	-	-	0,012	-	1(1)	0,012	-	-	-	-
Lac Édouard	1,758	-	1(5)	1,758	-	-	-	-	-	-	-	-
Petit lac Jacques-Cartier	1,601	-	1(5)	1,601	0,032	0,023	11(12)	0,011 / 0,082	0,002	-	1(5)	0,002
Lac Matapédia	4,797	9,364	9(11)	0,324 / 29,669	0,051	0,096	7(7)	0,006 / 0,268	0,007	0,009	5(5)	0,001 / 0,022

Tableau 12 Relation entre l'âge des héronneaux et les concentrations de contaminants dans le foie à différentes colonies

Contaminants	Île de la Corneille n = 10		Île Dickerson n = 10		Île du Petit Caouis n = 9		Lac Matapédia n = 8	
	r_s	p	r_s	p	r_s	p	r_s	P
Mercure	-0,08	0,83	-	-	0,23	0,55	0,55	0,16
DDE	**-0,67**	**0,03**	-0,59	0,08	-0,42	0,27	0,29	0,.49
BPC	**-0,67**	**0,03**	-0,37	0,29	-0,63	0,07	0,14	0,74

Les proportions d'homologues de BPC dans les oeufs de Grand Héron ne sont pas différentes entre le système du Saint-Laurent et le milieu terrestre contrairement au foie et au sang. Dans le foie, les proportions des homologues de BPC à 3 et 4 atomes de chlore sont supérieures dans le système du Saint-Laurent à celle mesurées ailleurs (Mann-Whitney $Z = -2,84$ et $-4,34$; $p < 0,005$) tandis que l'inverse est observé entre les homologues de BPC à 7 et 8 atomes de chlore (Mann-Whitney $Z = -3,91$ et $-3,52$; $p < 0,0005$). Dans le sang, les homologues de BPC à 3, 4 et 8 atomes de chlore sont présents en plus grande quantité dans le Saint-Laurent que dans le milieu terrestre, l'inverse est aussi observé pour les homologues à 6 atomes de chlore (Mann-Whitney $-2,91 < Z < -2,27$, $p < 0,03$) (figure 4). Les différences entre les proportions d'homologues entre les deux types de milieu sont reliées à une source en BPC faiblement chlorés le long du Saint-Laurent.

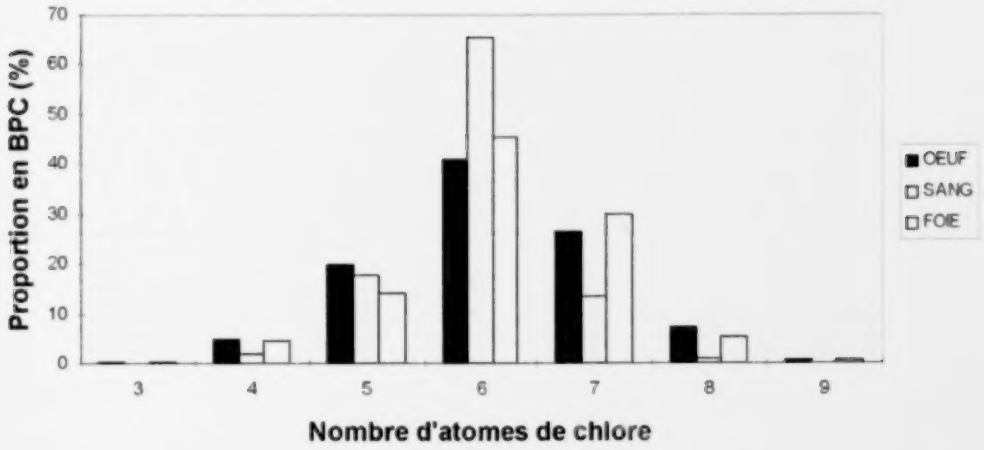
Si l'on examine plus attentivement les colonies du tronçon fluvial, on s'aperçoit que les proportions des homologues de BPC à 3, 4 et 5 atomes de chlore dans le foie des jeunes héronneaux à l'île Dickerson (lac Saint-François) sont supérieures à celles de La Grande île (lac Saint-Pierre) (Mann-Whitney $Z < -2,45$; $p < 0,015$). Ce patron est probablement dû à la grande quantité de BPC présents au lac Saint-François qui provient de la région de Massena.

Les variations des concentrations de BPC de même que la signature des congénères peuvent être fonction du type de BPC présents dans l'environnement, du sexe, de la taille, du taux métabolique, de l'état de santé, et du temps écoulé depuis l'ingestion (Norstrom *et al.* 1978). Turle *et al.* (1991) suggèrent que les différences de signature des congénères de BPC entre les colonies de Goéland argenté de même que les différences temporelles à l'intérieur d'une même colonie pourraient être influencées par le régime alimentaire.

Comparaison adulte-œuf-jeune: Les concentrations moyennes de DDE et de BPC dans le foie de six adultes (4 de l'île de la Corneille, 1 de l'île du Petit Caouis et 1 de l'île Matane) sont respectivement de 0,32 mg/kg et 0,88 mg/kg. Pour le DDE et les BPC, ces valeurs sont respectivement de 8 à 11 fois supérieures à celles des jeunes et de 3 à 10 inférieures à celles des œufs de la même colonie.

Autres composés de synthèse: La famille des cyclodiènes regroupe les chlordanes, l'heptaclore et la dieldrine. A noter que la formulation technique de chlordane est constituée de 19 % de *cis*-chlordane, de 24 % de *trans*-chlordane, de 7 % de *cis* et *trans*-nonachlore, de 10 % d'époxide d'heptaclore et de 21,5 % d'isomères de chlordane (Eisler 1990). Le *trans*-nonaclore est le composé

Lacs naturels



Fleuve Saint-Laurent

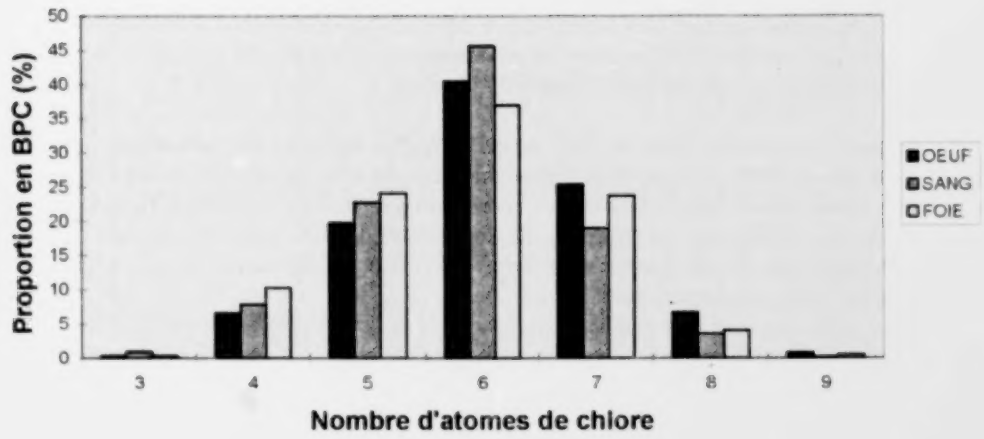


Figure 4 Répartition des différents homologues de BPC chez le Grand Héron au Québec.

dominant chez le Grand Héron, constituant en moyenne près de 55 % des chlordanes indépendamment du tissu analysé. L'oxychlordane, le composé le plus stable, (Normeir et Hajjar 1987) est trouvé dans des proportions de 20,7 % dans les œufs (annexe 11). La capacité métabolique des chlordanes peut être mesurée par le ratio des concentrations du trans-chlordane sur l'oxychlordane (Yamashita *et al.* 1993). Les concentrations maximales de *trans*-nonachlore et d'oxychlordane dans des œufs d'oiseaux au Québec ont été mesurées chez le Grand Héron. Ces concentrations proviennent de l'île Matane en 1993 et d'Escuminac en 1992 et sont respectivement de 3,59 mg/kg et 1,02 mg/kg.

L'époxide d'heptachlore est métabolisé rapidement dans les tissus d'oiseaux (Stickel *et al.* 1979) ce qui explique les faibles concentrations observées (annexe 12). Au Québec, la concentration maximale d'époxide d'heptachlore, 1,34 mg/kg, a été mesurée en 1984 dans un œuf de Faucon pèlerin au Lac aux Feuilles dans le Nord du Québec (Noble et Elliott 1990). Durant la période 1989-1994, la concentration maximale dans les œufs de Grand Héron a été mesurée à la colonie d'Escuminac (0,5 mg/kg).

La dieldrine est très persistante dans les tissus des oiseaux (Kan 1978). Les concentrations dans le foie et le sang sont d'ailleurs plus élevées dans le système du Saint-Laurent qu'en milieu terrestre (Mann-Whitney $Z > 5,9$; $p < 0,02$). La concentration maximale observée au Québec est de 4,95 mg/kg dans un œuf de Grand Héron à Yamachiche en 1979 (Laporte 1982). La concentration maximale durant la période de 1989-1994 a été mesurée dans les œufs de Goéland argenté (1,14 mg/kg, à l'île du Bic en 1992) et est 10 fois plus élevée que celle des œufs de Grand Héron (0,12 mg/kg; annexe 13).

L'insecticide BHC (hexachlorocyclohexane) contient plus d'isomère α (entre 60 % et 80 %) que de ß, ε, γ et σ hexachlorocyclohexane (HCH) (Noble et Elliott 1986). L'isomère ß-HCH est considéré comme le plus stable. Il est d'ailleurs le plus abondant et le plus souvent détecté de ces composés (Ramesh *et al.* 1992). La concentration moyenne de ß-HCH dans les œufs est de 0,002 mg/kg (annexe 14). Au Québec, la concentration maximale a été mesurée en 1977 dans des oeufs de Goéland argenté à l'île aux Pommes (0,65 mg/kg). Durant la période 1989-1994, une concentration de 0,02 mg/kg a été mesurée dans des œufs de Grand Héron récoltés aux îles aux Loups marins.

Les octachlorostyrènes (OCS) ont été trouvés en faibles concentrations chez le Grand Héron (annexe 15). La concentration moyenne dans les œufs est de 0,003 mg/kg ($s = 0,005$; $n = 139$). Au Québec, la plus forte concentration mesurée provient d'œufs d'Hirondelle bicolore, 0,14 mg/kg, récoltés près de Varennes en 1992 (SCF données inédites).

Parmi les chlorobenzènes, l'hexachlorobenzène est le composé le plus fréquemment détecté. La concentration moyenne au Québec dans les œufs de Grand Héron entre 1989-1994 est de 0,117 mg/kg ($s = 0,01$; $n = 55$) (annexe 16). La concentration maximale d'hexachlorobenzène a été mesurée dans un œuf de Fou de Bassan en 1976 (6,43 mg/kg; Noble et Elliott 1986). Durant la période de 1989-1994, la concentration maximale provient d'un œuf de Balbuzard au lac Kempt en 1990 (0,23 mg/kg, DesGranges *et al.* 1994).

Le cas du mirex est particulièrement intéressant au Québec puisqu'aucune source locale de ce composé n'est connue, la principale voie d'entrée étant le lac Ontario. Les concentrations de mirex

dans les œufs d'oiseaux marins collectionnés dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent entre 1968-1985 varient entre 0,01mg/kg et 0,07 mg/kg (Noble et Elliott 1986; Elliott *et al.* 1988; Pearce *et al.* 1989). La concentration moyenne de mirex dans les oeufs de Grand Héron, se situe dans cet intervalle, 0,07 mg/kg (s = 0,11; n = 55) (annexe 17). Au Québec, la concentration maximale a été décelée dans un œuf de Faucon pèlerin en 1986 à la Rivière à la Baleine (1,12 mg/kg; Noble et Elliott 1990). Pour la période 1989-1994, la concentration maximale a été trouvée dans un oeuf de Grand Héron (0,45 mg/kg) de l'île Matane. Généralement, les concentrations de photo-mirex chez le Grand Héron sont inférieures à celles du mirex. La plus forte concentration de photo-mirex provient de l'île du Bic (0,43 mg/kg).

Les concentrations de tri (4-chlorophényl) méthanol (TCMP) dans les tissus de Grand Héron sont très faibles. La concentration moyenne dans les œufs est de 0,009 mg/kg (s = 0,009; n = 37). Au Québec, la concentration la plus élevée de TCMP origine d'un œuf de Grand Héron récolté à l'île Matane en 1993, 0,035 mg/kg (annexe 18). À noter que ce composé n'est analysé de façon routinière au CNRF que depuis 1993, mais a été détecté au Québec dans des échantillons de Bélugas datant de 1952 (Jarmin *et al.* 1992).

Au Québec, les concentrations de dioxines et de furannes sont 10 fois plus faibles que celles observées en Colombie-Britannique près d'usines de pâte et papier (Elliott *et al.* 1989) et qui peuvent occasionner des problèmes de développement chez cette espèce (Hart *et al.* 1991) (tableaux 13 et 14). Un seul échantillon (n = 12) présente une concentration en 2,3,7,8-TCDD supérieure à 20 ng/kg, il s'agit de l'île du Bic (21,8 ng/kg). La concentration totale de dioxines la plus élevée dans les œufs provient des Laurentides, le Petit lac Jacques Cartier (128 ng/kg). En ce qui concerne les concentrations de 2,3,7,8-TCDF, la plus élevée provient des œufs de l'île Manowin (17,4 ng/kg). Les concentrations totales de dioxines à la baie des Anglais dans des Crabes des neiges (*Chionoecetes opilio*) sont inférieures à celles des oeufs de Grands Hérons de la Pointe Saint-Pancrace (max. 9,5 ng/kg), 5 km à l'est, tandis que l'inverse est observé pour les furannes (max. 59,7 ng/kg) (Brochu *et al.* 1995).

Corrélation inter-tissus: Les concentrations de BPC et de DDE dans le sang sont fortement corrélées avec celles du foie (BPC $r^2 = 0,87$; DDE $r^2 = 0,75$; Hg $r^2 = 0,73$) (figures 5 et 6). Quoique moins de contaminants soient détectés dans le sang comparativement au foie, les principaux contaminants y sont présents (DDE: 97 %; BPC: 92 %; Hg: 92 %; HCB: 89 %; *trans*-nonachlore: 84 %).

Comparaison inter-stations: Une analyse en coordonnées principales effectuée sur les principaux groupes de composés organochlorés détectés dans plus de 50 % des oeufs entre 1986 et 1994 (p,p'-DDD, p,p'-DDE, photo-mirex, mirex, *trans* et *cis*-chlordane, *trans* et *cis*-nonachlore, oxychlordane, l'époxyde d'heptachlore, dieldrine, penta et hexachlorobenzène, octachlorostyrène et BPC) n'a permis aucune différenciation entre les régions (figure 7). Les contaminants transférés aux œufs peuvent provenir des aires de migration, d'hivernage ou de nidification, ce qui rend difficile la détection d'un patron de contamination.

Par contre, cette analyse effectuée sur les composés organochlorés détectés dans plus de 50 % des foies de héronneaux récoltés entre 1986 et 1994 (p,p'-DDD, p,p'-DDE, photo-mirex, mirex, *cis*-chlordane, *trans* et *cis*-nonachlore, oxychlordane, l'époxyde d'heptachlore, dieldrine,

Tableau 13 Concentrations moyennes de 2,3,7,8-tétrachlorodibenzodioxine (2,3,7,8-TCDD) et de dioxines totales (ng/kg, poids frais) dans les oeufs de Grand Héron au Québec entre 1989 et 1994

RÉGION Colonie	2,3,7,8-TCDD				Dioxines totales			
	$\bar{x}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{x}$	s	n(pool)	Étendue
Tronçon fluvial d'eau douce	***13,33***	***3,73***	***3(15)***	***10,70 / 17,60***	***23,63***	***11,84***	***3(15)***	***16,60 / 37,30***
Île Dowker	17,60	-	1(5)	17,60	37,30	-	1(5)	37,30
Île Dickerson	11,70	-	1(5)	11,70	16,60	-	1(5)	16,60
La Grande île	10,70	-	1(5)	10,70	17,00	-	1(5)	17,00
Estuaire saumâtre	***0,40***	***-***	***1(5)***	***0,40***	***7,60***	***-***	***1(5)***	***7,60***
Île de la Corneille	0,40	-	1(5)	0,40	7,60	-	1(5)	7,60
Estuaire maritime	***11,24***	***7,99***	***5(25)***	***2,10 / 21,80***	***27,68***	***13,75***	***5(25)***	***3,80 / 37,80***
Île du Bic	21,80	-	1(5)	21,80	35,80	-	1(5)	35,80
Île Saint-Barnabé	15,00	-	1(5)	15,00	31,40	-	1(5)	31,40
Pointe Saint-Pancrace	4,60	-	1(5)	4,60	37,80	-	1(5)	37,80
Île du Petit Caouis	2,10	-	1(5)	2,10	3,80	-	1(5)	3,80
Île Manowin	12,70	-	1(5)	12,70	29,60	-	1(5)	29,60
Golfe Saint-Laurent	***0,20***	***-***	***1(3)***	***0,20***	***0,00***	***-***	***1(3)***	***0,00***
Île Beau Séjour	0,20	-	1(3)	0,20	0,00	-	1(3)	0,00
Lacs naturels	***7,40***	***-***	***2(10)***	***0,10 / 14,70***	***70,45***	***-***	***2(10)***	***12,50 / 128,40***
Petit lac Jacques-Cartier	14,70	-	1(5)	14,70	128,40	-	1(5)	128,40
Lac Matapédia	0,10	-	1(5)	0,10	12,50	-	1(5)	12,50

Tableau 14. Concentrations moyennes de 2,3,7,8-tétrachlorodibenzofuranne (2,3,7,8-TCDF) et de furannes totales (ng/kg; poids frais) dans les oeufs de Grand Héron au Québec entre 1989 et 1994

RÉGION Colonie	2,3,7,8-TCDF				Furannes totales			
	$\bar{x}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{x}$	s	n(pool)	Étendue
Tronçon fluvial d'eau douce	***0,83***	***1,44***	***3(15)***	***0,00 / 2,50***	***5,40***	***4,88***	***3(15)***	***0,00 / 9,50***
Île Dowker	2,50	-	1(5)	2,50	9,50	-	1(5)	9,50
Île Dickerson	0,00	-	1(5)	0,00	6,70	-	1(5)	6,70
La Grande île	0,00	-	1(5)	0,00	0,00	-	1(5)	0,00
Estuaire saumâtre	***0,00***	***-***	***1(5)***	***0,00***	***5,30***	***-***	***1(5)***	***5,30***
Île de la Corneille	0,00	-	1(5)	0,00	5,30	-	1(5)	5,30
Estuaire maritime	***0,44***	***0,98***	***5(25)***	***0,00 / 2,20***	***10,92***	***6,13***	***5(25)***	***2,10 / 17,40***
Île du Bic	0,00	-	1(5)	0,00	16,00	-	1(5)	16,00
Île Saint-Barnabé	2,20	-	1(5)	2,20	8,90	-	1(5)	8,90
Pointe Saint-Pancrace	0,00	-	1(5)	0,00	10,20	-	1(5)	10,20
Île du Petit Caouis	0,00	-	1(5)	0,00	2,10	-	1(5)	2,10
Île Manowin	0,00	-	1(5)	0,00	17,40	-	1(5)	17,40
Golfe Saint-Laurent	***0,00***	***-***	***1(3)***	***0,00***	***0,00***	***-***	***1(3)***	***0,00***
Île Beau Séjour	0,00	-	1(3)	0,00	0,00	-	1(3)	0,00
Lacs naturels	***0,00***	***-***	***2(10)***	***0,00 / 0,00***	***8,95***	***-***	***2(10)***	***3,30 / 14,60***
Petit lac Jacques-Cartier	0,00	-	1(5)	0,00	14,60	-	1(5)	14,60
Lac Matapédia	0,00	-	1(5)	0,00	3,30	-	1(5)	3,30

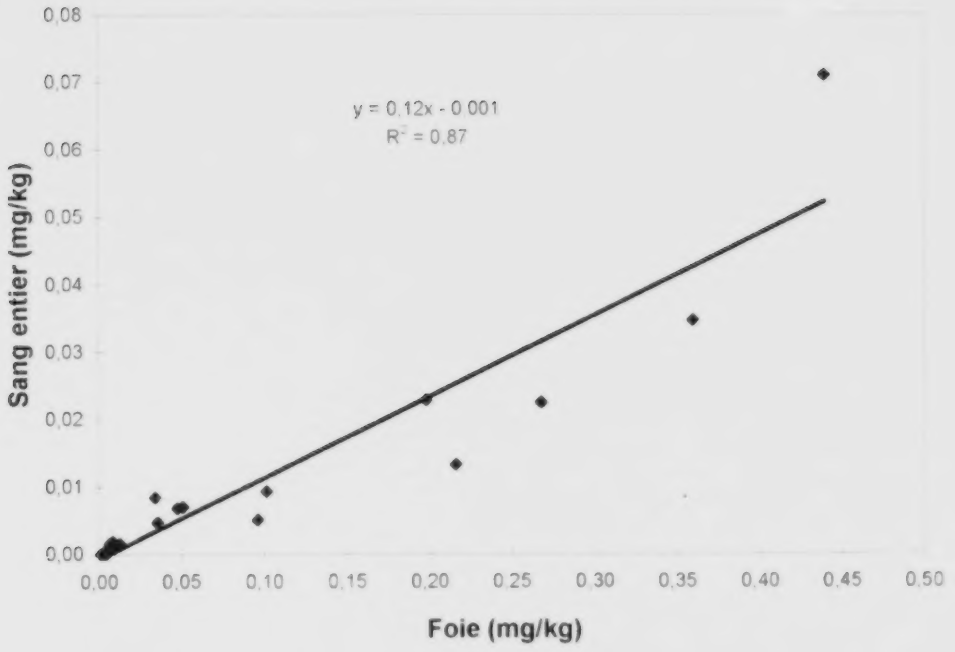


Figure 5 Relation entre les concentrations de BPC (poids frais) dans le foie et le sang de héronneaux au Québec

hexachlorobenzène, octachlorostyrène et BPC) révèle une différence de contamination entre les régions (figure 8). Les héronnières du tronçon fluvial d'eau douce sont plus contaminées que celles de l'estuaire, du golfe et des milieux hors Saint-Laurent. Les jeunes, plus représentatifs de la pollution régionale que les oeufs, permettent de mieux documenter la répartition spatiale des contaminants le long du Saint-Laurent.

Dans le foie des héronneaux on observe une différence de contamination entre le système fluvial et les héronnières situées à l'intérieur des terres pour le DDE et les BPC [Mann-Whitney $Z = -2,22$, $p \leq 0,03$ (pour le poids frais et de lipide)]. Par ailleurs, les concentrations de DDE et de BPC dans le tronçon fluvial sont supérieures à celles de l'estuaire maritime tandis que celles de BPC dans l'estuaire saumâtre sont plus élevées que celles de l'estuaire maritime ($Q > 2,64$; $p < 0,05$). Dans les oeufs et le sang aucune différence n'a été observée entre le système fluvial et les milieux naturels hors Saint-Laurent. Chez la Perchaude, une baisse des concentrations des BPC en fonction de la longitude a été observée (Ion *et al.* 1997). Chez des moules (*Elliptio complanata* et *Lampsilis radiata*) récoltées entre Cornwall et le lac Saint-Pierre, le même phénomène soit une baisse des concentrations de BPC est observée au fur et à mesure que l'on s'éloigne de la source située dans la région de Massena-Grass River (Metcalfe et Charlton 1990). Chez le Necture tacheté, des différences de contamination ont aussi été observées selon la provenance des masses d'eau le long du fleuve Saint-Laurent (Bonin *et al.* 1995).

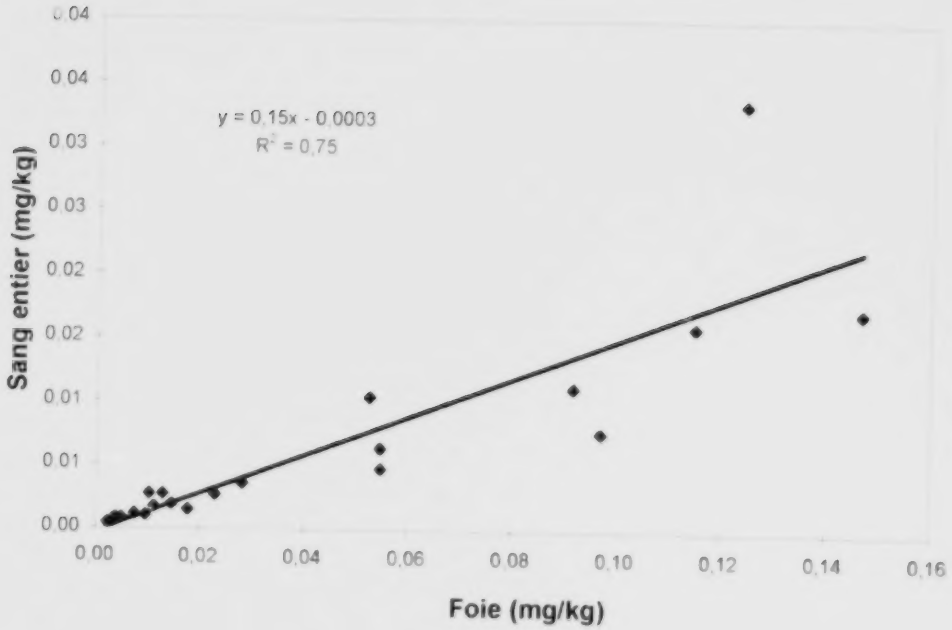


Figure 6 Relation entre les concentrations de DDE (poids frais) dans le foie et le sang des héronneaux au Québec.

Comparaisons inter-spécifiques

Des oeufs de différentes espèces ont été recueillies et ce, afin de déterminer quelles sont les espèces les plus contaminées. Une analyse en coordonnées principales dans les œufs de différentes espèces (à l'exception du Necture tacheté où le corps entier a été utilisé) a été effectuée en utilisant divers contaminants (figure 9). Seuls les contaminants les plus fréquemment détectés (> 85 % des œufs) ont été utilisés pour cette analyse (mercure, p,p'-DDE, *cis*-chlordane, oxychlordane, dieldrine, hexachlorobenzène et BPC). On constate que le Grand Héron est l'espèce la plus contaminée le long du Saint-Laurent. Un autre groupe d'espèces, le Goéland argenté, le Bihoreau gris et l'Hirondelle bicolore se détachent des autres en raison de leur contamination non négligeable.

Si l'on considère le fleuve Saint-Laurent dans son ensemble, les espèces les plus contaminées sont en ordre décroissant pour les BPC: Cormoran à aigrettes ≥ Grand Héron = Bihoreau gris = Goéland argenté > Sterne pierregarin > Eider à duvet; pour le DDE: Grand Héron = Bihoreau gris > Cormoran à aigrettes > Goéland argenté > Sterne pierregarin > Eider à duvet, et pour le mercure: Grand Héron = Sterne pierregarin = Cormoran à aigrettes = Bihoreau gris > Goéland argenté = Eider à duvet. Le Grand Héron se classe parmi les espèces les plus contaminées. Toutefois, lors de cette analyse on a combiné une multitude de sites où toutes ces espèces ne sont pas nécessairement présentes. Nous avons donc comparé entre-elles les espèces qui nichaient sur les mêmes îles (Wilcoxon pour données appariées n ≥ 5). Les concentrations de BPC varient de la façon suivante: Grand Héron > Cormoran à aigrettes =

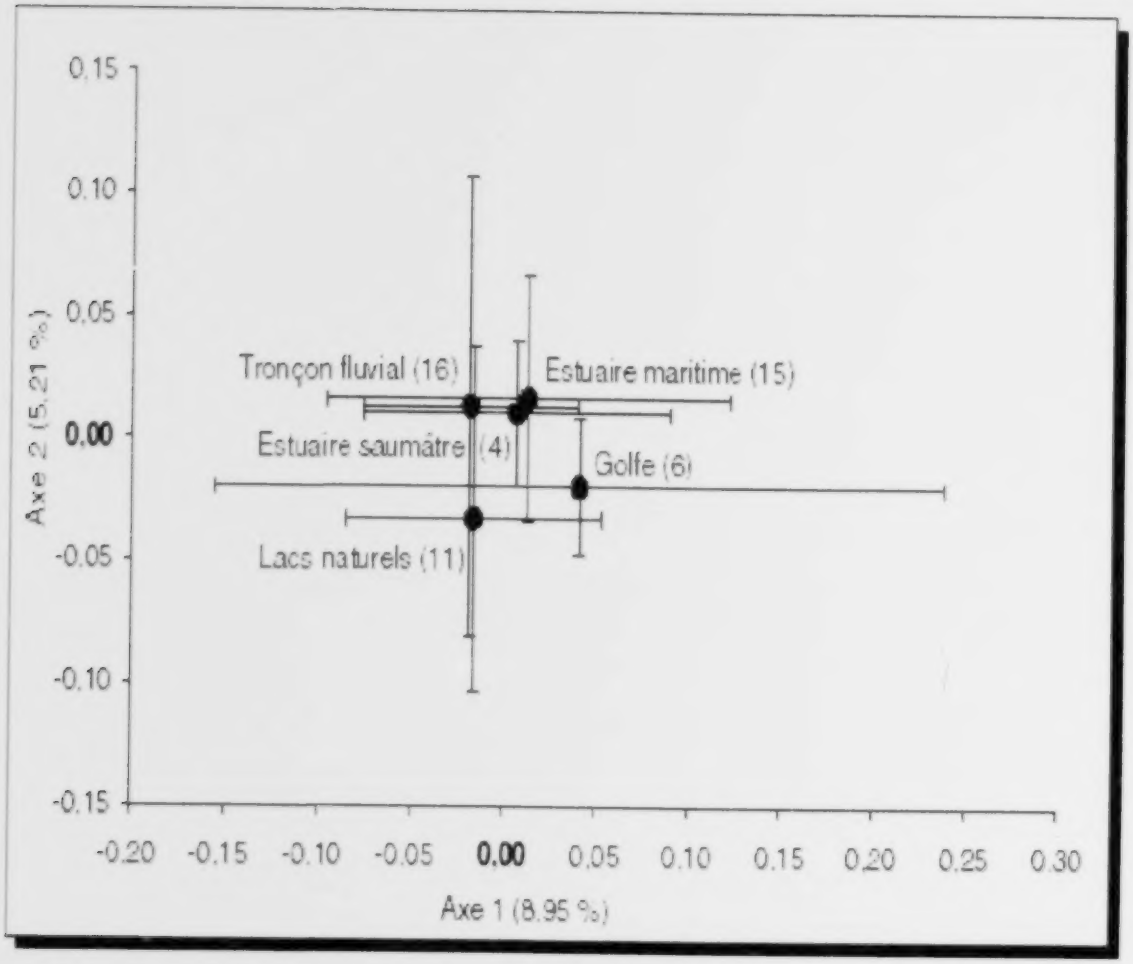


Figure 7 Dispersion des 5 régions sur les 2 premiers axes d'une analyse en composantes principales à partir des concentrations de 13 composés organochlorés détectés dans plus de 50 % des œufs de Grand Héron ($\bar{x} \pm Sx$; effectif statistique entre parenthèses). Les vecteurs dans l'encadré indiquent la contribution relative des variables dans cette dispersion.

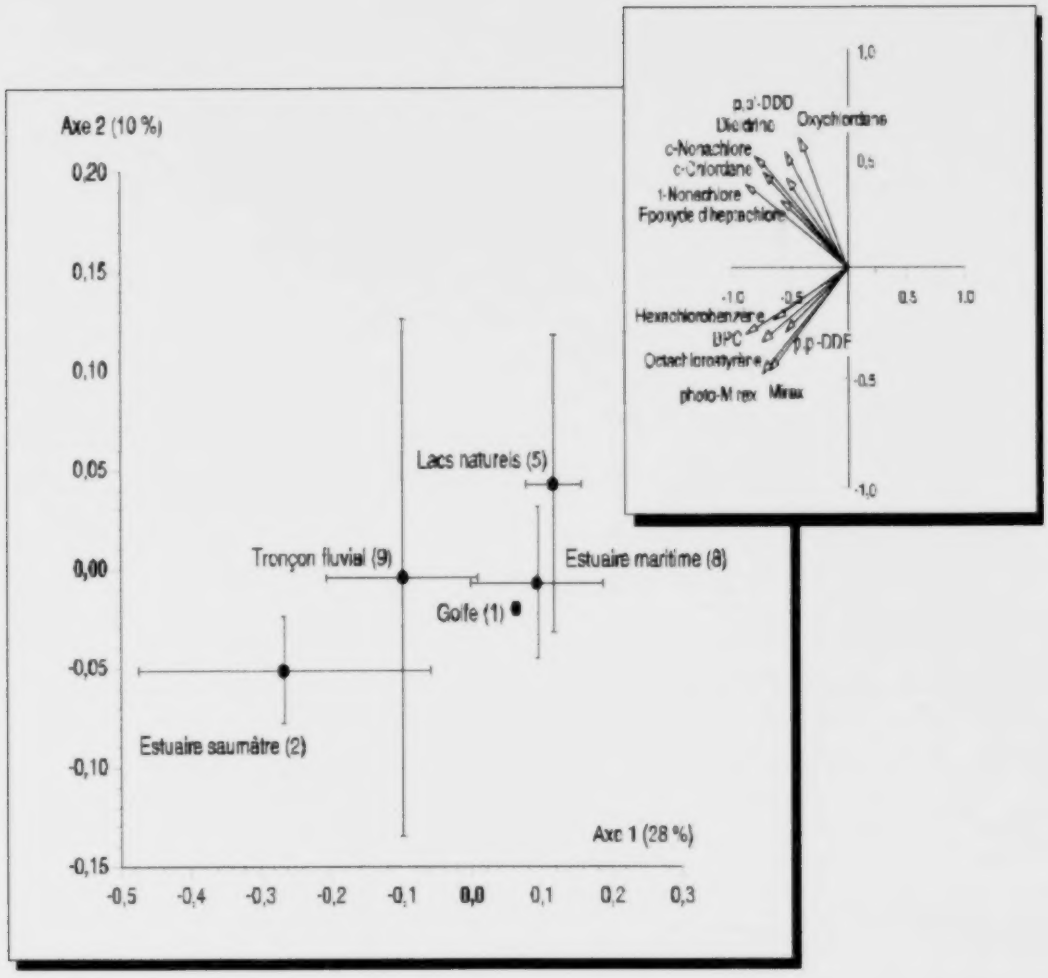


Figure 8 Dispersion des 5 régions sur les 2 premiers axes d'une analyse en composantes principales à partir des concentrations de 13 composés organochlorés détectés dans plus de 50 % des foies de jeunes Grands Hérons ($\bar{x} \pm Sx$; effectif statistique entre parenthèses). Les vecteurs dans l'encadré indiquent la contribution relative des variables dans cette dispersion.

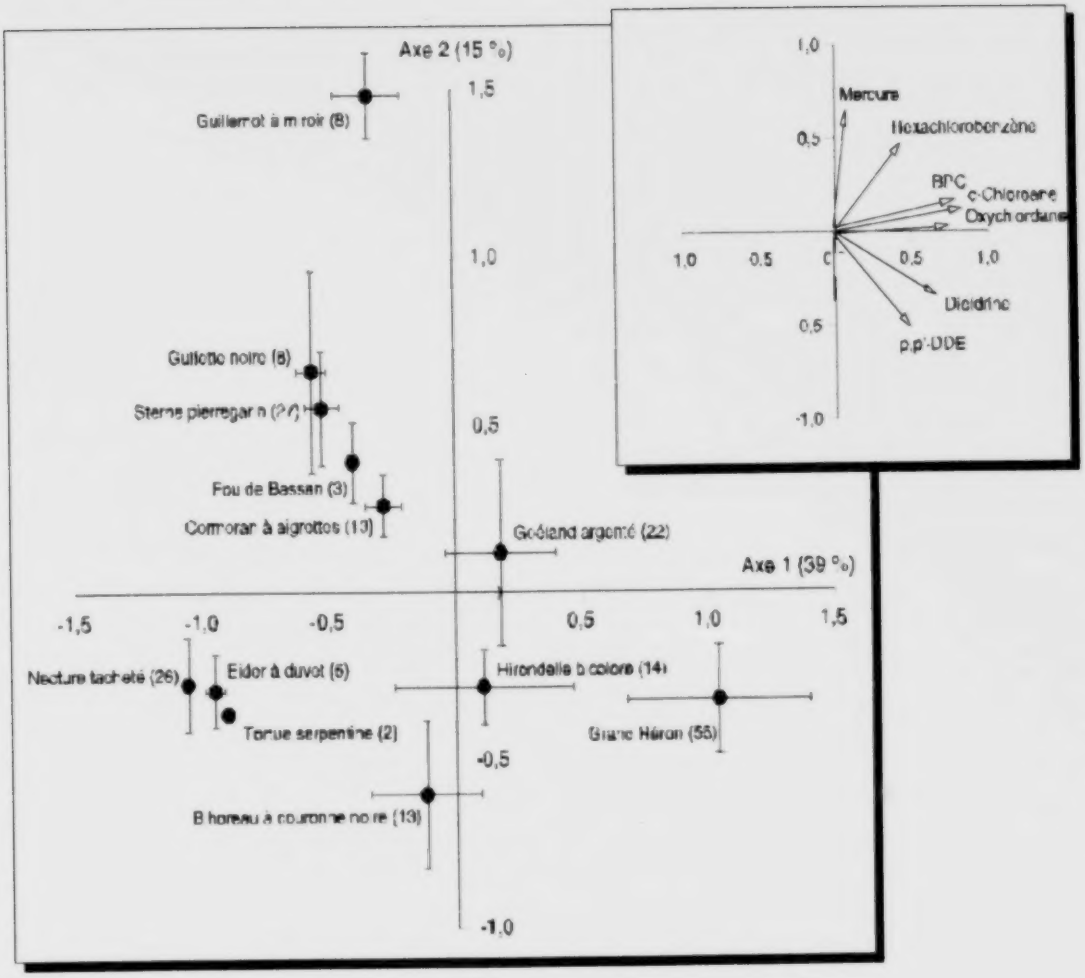


Figure 9 Dispersion des espèces fauniques sur les 2 premiers axes d'une analyse en composantes principales à partir de 7 contaminants détectés dans plus de 85 % des œufs à l'exception du Necture tacheté où il s'agit de corps entier ($\bar{x} \pm Sx$; effectif statistique entre parentheses). Les vecteurs dans l'encadre indiquent la contribution relative des variables dans cette dispersion

Goéland argenté = Bihoreau gris; celle du DDE: Grand Héron ≥ Bihoreau gris = Goéland argenté = Cormoran à aigrettes; pour le mercure: Grand Héron = Cormoran à aigrettes = Bihoreau gris > Sterne pierregarin = Goéland argenté = Eider à duvet. Généralement, lorsque plusieurs espèces sont présentes à un même site, les concentrations en DDE, en BPC et mercure dans les oeufs des Grands Hérons sont supérieures à celles des autres espèces.

Santé du Grand Héron

Cette section porte principalement sur les effets des contaminants sur les œufs; quelques informations sur les jeunes sont présentées. Pour une analyse plus poussée des effets des contaminants chez les jeunes, il faut consulter Champoux *et al.* (2000).

Résistance des coquilles d'œuf: L'épaisseur des coquilles d'œufs récoltées au Québec entre 1989 et 1994 varie entre 0,29 mm et 0,60 mm, pour une moyenne de 0,405 mm (s = 0,04; n = 208) (tableau 15). Cette moyenne est légèrement supérieure à celle mesurée durant la période pré-DDT, soit avant son introduction en 1947, dans le sud du Canada (*i.e.* 0,393 ± 0,004 mm; Anderson et Hickey 1972) et aux États-Unis (entre 0,396 et 0,407 mm; Ohlendorf *et al.* 1979).

Au Québec, les coquilles d'œufs de Grand Héron recueillies avant 1989 ($\bar{x}$ = 0,38 mm, s = 0,04, n = 131) sont plus minces que celles mesurées entre 1989 et 1994 et ce, indépendamment du lieu de nidification (Mann-Whitney Z = -4,74; p < 0,0001). La diminution de l'épaisseur des coquilles chez le Grand Héron au Québec avant 1989 comparée avec celle pré-DDT est toutefois moindre que celle observée aux États-Unis en 1992, jusqu'à 13 % ($\bar{x}$ = 7 %; Speich *et al.* 1992). D'ailleurs, Laporte (1982) a mesuré chez le Grand Héron en 1979 dans le sud du Québec, une épaisseur moyenne de 0,372 mm, ce qui représente une diminution de 5,7 % par rapport aux œufs récoltés avant 1947. En ce qui concerne l'indice de Ratcliffe, aucune différence n'a été constatée avant 1989 ($\bar{x}$ = 2,02; s = 0,16; n = 49) et après 1989 ($\bar{x}$ = 2,04 ; s = 0,22 ; n = 203).

Les coquilles d'oeufs de Grands Hérons provenant du Saint-Laurent ($\bar{x}$ = 0,41; s = 0,04; n = 173) ne sont pas significativement plus épaisses (Mann-Whitney Z = -1,22; p = 0,22) que celles en provenance des lacs intérieurs ($\bar{x}$ = 0,40; s = 0,04; n = 35). Il n'existe aucune différence non plus entre les sections du fleuve (Kruskal-Wallis H < 4,65; p = 0,33). Les mêmes résultats ont été observés pour l'indice de Ratcliffe.

La littérature scientifique traite abondamment des effets des contaminants, principalement le DDE sur le mécanisme de formation de la coquille dans l'oviducte des femelles (Peakall 1970; Cooke 1973; Lundholm 1987). L'épaisseur de la coquille diminue avec l'augmentation des concentrations de DDE (r_s = -0,38; p = 0,005; n = 54). Une telle relation a aussi été observée chez le Grand Héron en Alberta (Vermeer et Reynolds 1970). Une étude a démontré une baisse de l'épaisseur de la coquille lorsque les concentrations sont supérieures à 2 mg/kg (Speich *et al.* 1992). Il n'y avait aucune différence entre l'épaisseur de la coquille des œufs de Grand Héron selon qu'ils avaient des concentrations de DDE supérieures ou inférieures à 2 ppm (plus de 2 ppm 0,41 ± 0,03; moins de 2 ppm 0,43 ± 0,04). Toutefois, la proportion des coquilles dont l'épaisseur est sous la norme pré-DDT est plus grande lorsque la concentration est plus élevée que 2 ppm de DDE (37 % vs 7 %). Aucune relation n'a été trouvée entre les concentrations de BPC (r_s = -0,08; p = 0,56; n = 54) et de mercure (r_s = 0,17; p = 0,22; n = 54) dans les œufs et l'épaisseur de la coquille.

Tableau 15 Épaisseur, poids de la coquille et indice de Ratcliffe des oeufs de Grand Héron au Québec entre 1989 et 1994

REGION Colonie	Épaisseur (mm)				Poids (g)				Indice de Ratcliffe			
	$\bar{X}$	s	n	Étendue	$\bar{X}$	s	n	Étendue	$\bar{X}$	s	n	Étendue
Tronçon fluvial d'eau douce	0.41	0.03	65	0.34 / 0.47	6.0	0.6	64	3.9/7.1	2.06	0.16	64	1.78 / 2.55
Île Carillon	0.45	0.01	2	0.44 / 0.45	6.0	1.1	2	5.2/6.8	2.22	0.15	2	2.12 / 2.33
Île Dowker	0.41	0.03	12	0.36 / 0.45	6.3	0.4	12	5.7/7.0	2.09	0.15	12	1.90 / 2.36
Île Dickerson	0.40	0.03	14	0.36 / 0.46	6.2	0.3	14	5.4/6.7	2.05	0.13	14	1.82 / 2.30
Île Bienville	0.42	0.02	5	0.39 / 0.45	5.7	1.1	5	3.9/6.5	2.19	0.27	5	1.95 / 2.55
Île aux Herons	0.39	0.03	12	0.35 / 0.44	6.0	0.5	12	5.4/7.1	2.01	0.16	12	1.81 / 2.40
La Grande Île	0.41	0.04	15	0.34 / 0.47	5.9	0.4	14	5.1/6.6	2.06	0.12	14	1.87 / 2.27
Yamachiche	0.40	0.03	5	0.37 / 0.46	5.8	0.8	5	5.1/7.1	1.97	0.19	5	1.78 / 2.25
Estuaire saumâtre	0.41	0.04	27	0.29 / 0.47	6.1	1.4	26	3.0/12.6	2.09	0.42	26	0.00 / 3.98
Île de la Corneille	0.41	0.03	21	0.35 / 0.47	5.9	0.6	21	4.3/6.8	2.02	0.17	21	1.70 / 2.57
Îles aux Loups Marins	0.38	0.05	5	0.29 / 0.42	5.9	0.5	4	5.4/6.5	2.00	0.16	4	1.77 / 2.12
Îles de Kamouraska	0.45	-	1	0.45	12.6	-	1	12.6	3.98	-	1	3.98
Estuaire maritime	0.40	0.04	72	0.32 / 0.60	5.5	0.6	71	4.3/7.0	2.00	0.17	70	1.52 / 2.46
Île Gros Pot	0.41	0.04	9	0.36 / 0.47	5.7	0.4	9	5.2/6.5	2.05	0.17	9	1.74 / 2.31
Île aux Basques	0.43	0.02	5	0.41 / 0.46	6.0	0.4	5	5.5/6.6	2.10	0.15	5	1.97 / 2.34
Îlets Bonses	0.40	0.03	5	0.34 / 0.42	5.3	0.6	4	4.6/6.0	1.91	0.27	4	1.52 / 2.12
Île Laval	0.38	0.02	5	0.37 / 0.42	5.5	0.4	5	5.1/6.2	1.97	0.16	5	1.76 / 2.17
Île du Bic	0.40	0.03	5	0.36 / 0.42	5.3	0.7	5	4.8/6.5	1.97	0.32	5	1.58 / 2.46
Île Saint-Barnabé	0.38	0.03	8	0.32 / 0.43	5.3	0.5	8	4.4/6.2	2.01	0.10	7	1.89 / 2.16
Îles de la Mine	0.38	0.02	9	0.35 / 0.41	5.3	0.3	9	4.8/5.7	1.98	0.14	9	1.80 / 2.20
Pointe Saint-Pancrace	0.37	0.03	5	0.34 / 0.44	4.9	0.5	5	4.3/5.4	1.82	0.18	5	1.56 / 2.01
Île aux Oeufs	0.42	0.03	5	0.39 / 0.45	5.9	0.6	5	5.0/6.6	2.07	0.10	5	1.91 / 2.17
Île du Petit Caoüs	0.44	0.06	11	0.36 / 0.60	5.9	0.6	11	5.0/7.0	2.04	0.16	11	1.79 / 2.24
Île Manowin	0.40	0.01	5	0.39 / 0.42	5.6	0.4	5	5.2/6.1	1.99	0.13	5	1.85 / 12.17
Golfe Saint-Laurent	0.42	0.02	9	0.38 / 0.46	6.1	0.4	9	5.4/6.8	2.13	0.15	9	1.89 / 2.31
Îles de la Madeleine	0.42	0.02	5	0.41 / 0.46	6.1	0.2	5	5.8/6.3	2.22	0.12	5	2.01 / 2.31
Escuminac	0.38	-	1	0.38	6.1	-	1	6.1	1.89	-	1	1.89
Île Beau Séjour	0.42	0.02	3	0.39 / 0.44	5.9	0.8	3	5.4/6.8	2.06	0.07	3	1.99 / 2.14
Lacs naturels	0.40	0.04	35	0.29 / 0.49	5.7	0.5	34	4.9/6.6	2.01	0.18	34	1.68 / 2.37
Lac Evans	0.33	-	2	0.29 / 0.36	4.9	-	2	4.9/5.0	1.82	-	2	1.75 / 1.88
Lac Edouard	0.43	0.02	9	0.38 / 0.46	6.1	0.4	9	5.5/6.6	-	-	-	-
Petit lac Jacques Cartier	0.38	0.02	15	0.35 / 0.42	5.5	0.5	14	4.9/6.5	1.92	0.15	14	1.68 / 2.18
Lac Matapédia	0.41	0.04	9	0.36 / 0.49	5.7	0.3	9	5.2/6.1	2.07	0.16	9	1.85 / 2.32
Total	0.40	0.04	20	0.29 / 0.60	5.8	0.8	204	3.9/7.6	2.04	0.22	203	1.52 / 3.98

Wiemeyer *et al.* (1988) pensent qu'un amincissement de la coquille supérieur à 15 % par rapport à la valeur pré-DDT est susceptible de causer des problèmes chez le Balbuzard. Chez le Grand Héron entre 1989 et 1994, seulement 1,4 % (3 / 208) des mesures de l'épaisseur de la coquille étaient inférieures de plus de 15 % à la valeur pré-DDT (0,393 mm; Anderson et Hickey, 1972), comparativement à 6,1 % (8 / 131) pour les échantillons recueillis avant 1989.

Hémoparasitisme: Aucun des dix frottis sanguins effectués sur les héronneaux n'a révélé la présence de *Leucocytozoon sp.*, *Haemoproteus sp.*, et *Plasmodium sp.* (Fitzgerald 1992). L'âge ou la longévité des oiseaux et la saison durant laquelle ils ont été capturés peuvent affecter la prévalence de ces parasites dans le sang (Cheke *et al.* 1976).

Paramètres sanguins: Au Québec, les valeurs d'hématocrites (PCV) chez les héronneaux au nid atteignent en moyenne 35,9 % (s = 5,5; n = 136). Ces valeurs sont plus élevées chez les héronneaux élevés près des lacs intérieurs ($\bar{x}$ = 38,9 %; s = 4,1; n = 28) que chez ceux élevés le long du Saint-Laurent ($\bar{x}$ = 35,1 %; s = 5,6; n = 108) (Mann-Whitney Z = -3,9; p = 0,0001) (tableau 16). Les valeurs d'hématocrites ne varient pas avec l'âge (r_s = 0,06; p = 0,44; n = 134) contrairement à ce qui est observé chez le Balbuzard (DesGranges *et al.* 1994).

Chez quatre espèces d'oiseaux de la famille des gruidés vivant en captivité, le pourcentage moyen de PCV varie entre 41 % et 44 % (Gee *et al.* 1981). En captivité, les valeurs moyennes d'hématocrites chez le Héron pourpre (*Ardea purpurea*), le Bihoreau gris, l'Ibis falcinelle (*Plegadis falcinellus*), la Spatule blanche (*Platalea leucorodia*), l'Aigrette garzette, le Héron garde-boeuf (*Bubulcus ibis*) et de jeunes et adultes Grue cendrée (*Grus grus*) sont toutes supérieures à 42,5 % (Puerta *et al.* 1990; Polo *et al.* 1994). Quoique les valeurs rencontrées soient supérieures à celles des héronneaux, aucune de ces valeurs ne provenait d'un oiseau au nid. Des adultes de Grand Héron capturés au printemps sur leur nid à l'île de la Corneille et à l'île Matane affichaient un hématocrite moyen de 53,8 % (s = 3,3; n = 5). Toutefois, la valeur moyenne provenant de Grands Hérons juvéniles ou adultes acheminés vers un centre de réhabilitation au Québec entre 1989 et 1995 était de 36,9 % (s = 8,8; n = 15).

En règle générale, un hématocrite ≤ 25 % indique une anémie alors qu'une valeur ≥ 60 % représente souvent une déshydratation. Seulement trois individus avaient un hématocrite inférieur à 25 %; l'hématocrite augmente jusqu'à l'âge adulte (Léonard 1969; Campbell et Dein 1984; Puerta *et al.* 1989). D'autres facteurs peuvent influencer cette mesure chez les oiseaux, tel que le vol, (Balash *et al.* 1974; Carpenter 1975), la température de l'air, la mue, la ponte d'oeuf et le manque d'exercice physique (Rehder *et al.* 1982), ou des facteurs reliés à l'anémie tels que la malnutrition, les pertes sanguines et les parasites intestinaux (Smith et Bush 1978).

Les valeurs de protéines totales diffèrent entre les lacs naturels et le Saint-Laurent, tout comme pour l'hématocrite. Les héronneaux élevés le long du Saint-Laurent affichent des valeurs de 3,7 g/dl (s = 0,7; n = 76), qui sont inférieures à celles des lacs naturels (4,1 g/dl; s = 0,4; n = 22) (Mann-Whitney Z = -2,7; p = 0,007) (tableau 16). Aucune différence significative n'est observée lorsque les régions du Saint-Laurent sont considérées séparément (Q < 2,64).

Chez la plupart des oiseaux, l'intervalle normal de la concentration des protéines sanguines est de 3 g/dl à 5 g/dl (Smith et Bush 1978; Gee *et al.* 1981; Polo *et al.* 1992). Les valeurs moyennes de protéines totales chez les jeunes et les adultes de Grues cendrées sont respectivement de 4,9 g/dl et 4,8 g/dl (Puerta *et al.* 1990). Chez quatre espèces d'oiseaux de la famille des grues vivant en captivité, la valeur moyenne

Tableau 16 Valeurs d'hématocrites et de protéines totales dans le sang de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994

RÉGION Colonie	Hématocrite (%)				Protéines totales (g/dl)			
	$\bar{X}$	s	n	Étendue	$\bar{X}$	s	n	Étendue
Tronçon fluvial d'eau douce	***37,3***	***6,0***	***48***	***28,0 / 57,0***	***3,8***	***0,6***	***41***	***3,0 / 5,0***
Île Dowker	36,5	5,4	5	31,0 / 45,0	4,1	0,5	4	3,5 / 4,8
Île Dickerson	37,6	7,1	15	29,0 / 51,0	3,8	0,7	15	3,0 / 5,0
Île Bienville	36,8	5,4	5	32,3 / 45,7	4,1	0,2	5	3,8 / 4,4
Île aux Hérons	35,3	2,0	3	34,0 / 37,7	-	-	-	-
La Grande île	37,4	7,0	15	28,0 / 57,0	3,5	0,7	12	3,0 / 5,0
Yamachiche	38,5	2,8	5	35,0 / 42,3	3,7	0,3	5	3,3 / 4,0
Estuaire saumâtre	***31,8***	***4,9***	***16***	***22,0 / 38,7***	***3,6***	***0,9***	***11***	***1,0 / 4,0***
Île de la Corneille	32,2	4,8	11	22,0 / 38,7	3,7	0,9	11	1,0 / 4,0
Îles aux Loups Marins	28,5	3,6	5	22,3 / 31,3	-	-	-	-
Estuaire maritime	***34,0***	***4,4***	***41***	***19,0 / 42,5***	***3,8***	***0,7***	***21***	***2,6 / 4,8***
Île Gros Pot	33,2	4,3	5	30,0 / 40,7	-	-	-	-
Île Laval	31,7	2,7	5	28,7 / 35,3	-	-	-	-
Île Saint-Barnabé	32,9	2,8	5	28,7 / 36,0	-	-	-	-
Îles à la Mine	34,3	2,8	5	31,3 / 37,0	-	-	-	-
Pointe Saint-Pancrace	33,7	1,0	5	32,7 / 35,0	4,3	0,3	5	4,0 / 4,6
Île du Petit Caouis	32,8	6,2	11	19,0 / 42,0	3,1	0,3	11	2,6 / 4,0
Île Manowin	39,7	2,2	5	38,0 / 42,5	4,5	0,2	5	4,2 / 4,8
Golfe Saint-Laurent	***35,0***	***2,6***	***3***	***33,0 / 38,0***	***3,3***	***0,6***	***3***	***3,0 / 4,0***
Île Beau Séjour	35,0	2,6	3	33,0 / 38,0	3,3	0,6	3	3,0 / 4,0
Lacs naturels	***38,4***	***4,1***	***28***	***31,7 / 48,0***	***4,1***	***0,4***	***22***	***3,4 / 5,0***
Lac Evans	37,3	-	1	37,3	-	-	-	-
Petit lac Jacques Cartier	40,7	3,5	15	36,0 / 48,0	4,3	0,5	10	4,0 / 5,0
Lac Matapédia	36,7	4,0	12	31,7 / 45,0	4,0	0,3	12	3,4 / 4,4

de protéines totales varie entre 3,8 g/dl et 3,9 g/dl (Gee *et al.* 1981) tandis que la mesure moyenne pour les rapaces est de 4,2 g/dl (Smith et Bush 1978). Soulignons que les hérons acheminés à l'Union Québécoise de Réhabilitation des Oiseaux de Proie avaient une valeur moyenne de 3,9 g/dl (s = 1,1; n = 11) de protéines dans leur sang (Fitzgerald 1997) tandis que des adultes capturés au printemps sur leur nid à l'île de la Corneille et à l'île Matane affichaient une moyenne de 5,1 g/dl (s = 0,7; n = 5). De plus, aucune relation ne semble exister entre l'âge et la concentration sanguine en protéines (r_s = -0,15; p = 0,15; n = 96).

Il est généralement admis que de fortes valeurs de protéines totales (> 5,5 g/dl) sont indicatrices d'une déshydratation (Fitzgerald 1997), tandis que l'on peut parler d'hypoprotéinémie lorsque la valeur est plus petite que 2,5 g/dl. À noter que des valeurs inférieures à 2 g/dl sont des valeurs fatales chez les oiseaux (Smith et Bush 1978). Les causes d'hypoprotéinémie les plus probables sont le parasitisme et la malnutrition (compétition au nid), mais bien des maladies pourraient donner ce résultat. Seulement un individu avait une valeur inférieure à 2 g/dl chez le Grand Héron.

CONCLUSION

Les différences de concentrations des contaminants entre les hérons d'une même nichée sont généralement faibles. Les coefficients de variation augmentent lorsque l'on compare les concentrations entre les nids d'une même colonie ou entre les colonies. Ces variations sont toutefois du même ordre de grandeur que celles observées chez d'autres espèces d'oiseaux.

Globalement, les concentrations en mercure dans l'ensemble des tissus ne sont pas significativement différentes entre les héronneaux provenant du système du Saint-Laurent et ceux nichant à l'intérieur des terres. Le seuil critique de mercure, 0,5 µg/g pour le développement des oeufs chez les gallinacés est dépassé dans 5 % de nos échantillons. À noter que les concentrations moyennes de mercure dans les plumes des héronneaux sont supérieures à celles des jeunes de plusieurs espèces d'oiseaux en Amérique du Nord. Le sélénium a été détecté dans tous les échantillons analysés mais à de faibles concentrations. Le plomb, l'arsenic et le cadmium, moins présents, ont été trouvés en très faibles concentrations.

Les deux composés organochlorés les plus abondants sont le DDE et les BPC. Pour le DDE seulement 20 % des échantillons présentent des concentrations supérieures à 5 mg/kg, la limite critique pour le développement des oeufs chez le Balbuzard. Pour les BPC, 5,5 % des échantillons présentent une concentration supérieure à 16 mg/kg, la limite critique pouvant occasionner des problèmes de développement de l'embryon. Pour 78 % des œufs, les concentrations de BPC sont inférieures ou égales à 5 mg/kg. Même si les concentrations dans les œufs sont élevées, elles ne semblent pas avoir d'effet sur la population puisque les effectifs du grand Héron sont stables sinon en hausses au Québec. Dans les œufs, aucune différence n'a été observée entre le système fluvial et les milieux naturels hors du Saint-Laurent quant à leur contamination.

Les données sur la contamination des oeufs par les composés organochlorés ne montrent pas de tendances temporelles, contrairement à ce qui a été observé ailleurs au Canada chez le Goéland argenté et le Cormoran à aigrettes. Cette différence provient probablement du peu de données historiques pour le Grand Héron. La contamination retrouvée sur les aires d'hivernage ou de migration fréquentées par les adultes peut aussi jouer un rôle important. Ainsi, le Goéland argenté et le Cormoran à aigrettes hivernent le long de la côte Atlantique contrairement au Grand Héron qui hiverne en Amérique centrale

et en Amérique du Sud où des pesticides organochlorés sont encore utilisés.

Les concentrations dans les tissus des jeunes ne semblent pas être problématiques pour le Grand Héron car elles sont généralement faibles ou sous les seuils occasionnant des problèmes. Les jeunes sont très représentatifs de la pollution au niveau local. Des différences entre les concentrations de DDE et de BPC entre les régions du Saint-Laurent ont été observés; la section fluviale étant la plus contaminée. La proportion des différents homologues de BPC varie aussi selon les colonies. Les proportions des homologues de BPC à 3, 4 et 5 atomes de chlore dans le foie des jeunes héronneaux au lac Saint-François sont supérieures à celles provenant des héronneaux du lac Saint-Pierre situé en aval. Ce patron est probablement dû à la grande quantité de BPC présents dans la région de Massena (NY) qui est située du côté sud du lac Saint-François.

Lors des comparaisons inter-spécifiques on constate que le Grand Héron est l'espèce la plus contaminée le long du Saint-Laurent suivi du Goéland argenté, du Cormoran à aigrettes et du Bihoreau gris. Lorsque plusieurs espèces sont présentes à un même site, les concentrations en DDE, en BPC et mercure dans les oeufs des Grands Hérons sont généralement supérieures à celles des autres espèces.

Les informations sur la contamination du Grand Héron peuvent être obtenues à partir d'une méthode non invasive soit par une prise sanguine ou par la collecte de plumes. La présence de contaminants dans les plumes et le sang de même que les fortes corrélations avec le foie sont un atout de taille lors du choix d'un bioindicateur. Ce sont là des considérations importantes qui ont été prises en compte pour l'établissement d'un programme de surveillance des populations de Grand Héron et leur exposition aux contaminants présents dans le système du Saint-Laurent.

CONCLUSION (ENGLISH)

Within-clutch differences in the contaminant levels found in herons are generally small. Higher coefficients of variation are obtained only when contaminant concentrations are compared among the nests of a given colony or between colonies. However, these variations are of the same order of magnitude as those observed in other bird species.

Overall, the mercury levels measured in the tissues do not differ significantly between young herons from the St. Lawrence system and those nesting inland. The critical level of mercury (i.e. 0.5 µg/g) for egg development in gallinaceous birds was exceeded in 5 % of our samples. It should be noted that the mean mercury concentrations in the feathers of young herons were higher than the corresponding values reported for the young of several other bird species in North America. Selenium was detected in all samples analysed, albeit at low levels. Lead, arsenic and cadmium, which are less present, were found at very low levels.

The two most abundant organochlorine compounds are DDE and PCBs. In the case of DDE, only 20 % of the samples had concentrations higher than 5 mg/kg, the critical level for egg development in the Osprey. For PCBs, 5.5 % of samples showed a concentration greater than 16 mg/kg, the critical level at which embryo development problems can occur. In 78 % of eggs, the PCB levels were lower than or equal to 5 mg/kg. Although high concentrations were found in the eggs, they appear to have no effects on the population, since Great Blue Heron population is stable, or on the rise, in Québec. In the case of eggs, no difference was found between the fluvial system and natural habitats located away from the St.

Lawrence in terms of their degree of contamination.

No temporal trends were identified in the data on organochlorine contamination of eggs, contrary to the situation observed elsewhere in Canada in Herring Gulls and Double-crested Cormorants. This difference is likely due to the paucity of historical data on the Great Blue Heron. The contaminant levels detected in overwintering and migration areas frequented by adults may also play a key role. For example, Herring Gulls and Double-crested Cormorants overwinter along the Atlantic Coast, whereas Great Blue Herons overwinter in Central America and South America, where organochlorine pesticides are still in use.

The concentrations found in the tissues of young birds appear not to be problematic for the Great Blue Heron, because they are generally low or below threshold levels at which problems can appear. The young provide a good indication of local pollution. Differences in DDE and PCB levels have been observed among the regions of the St. Lawrence, with the freshwater section exhibiting the highest level of contamination. In addition, the relative proportion of the different PCB homologues varies among the colonies. Young herons at Lake Saint-François had higher proportions of PCB homologues with 3, 4 and 5 chlorine atoms in their liver tissues than did those at Lake Saint-Pierre farther downstream. This pattern is probably due to the large quantity of PCBs that is present around Massena, New York, which is situated on the south side of Lake Saint-François.

Interspecific comparisons have revealed that the Great Blue Heron is the most contaminated species living along the St. Lawrence, followed by the Herring Gull, the Double-crested Cormorant and the Black-crowned Night Heron. Where several species are present at the same site, the eggs of Great Blue Herons are generally found to have higher DDE, PCB and mercury levels than those of other species.

Information on contaminant levels in Great Blue Herons can be obtained from a non-invasive method of blood sampling or feather analysis. The presence of contaminants in the feathers and blood, as well as strong correlations with the liver, represents a big advantage in terms of selecting a bioindicator. These are important considerations that were addressed in setting up a program to monitor Great Blue Heron populations and their exposure to the contaminants that occur in the St. Lawrence system.

REMERCIEMENTS

Nous voudrions remercier toutes les personnes qui ont participé aux opérations de terrain au fil des années. Il s'agit de Patrick Labonté, Monique Boily, Guylaine Fontaine, Michel Rouleau et Stéphane Guay de même que les personnes embauchées pour grimper aux arbres, Alain Saindon, Patrick Sylvain et André Émery. D'autres personnes ont effectué la préparation des échantillons, ainsi que l'analyse chimique, Michael Kassera, Rosalyn McNeil, Ewa Neugebauer, Guy Savard, Henry Won, Bryan Wakeford et Masresha Asrat. Nous remercions Henry Lickers, Patrick Pike, Georges Paquin, Jacques Rosa et Gervais Gagnon qui ont facilité les déplacements sur le terrain, de même que Guy Fitzgerald de l'Union Québécoise de Réhabilitation des Oiseaux de Proie qui a fait la lecture des lames et interprété certaines variables de santé chez les oiseaux. Michel Mélançon a préparé la carte de localisation des stations et Benoît Jobin et Bernard Tardif ont effectué la majorité des analyses statistiques. Une partie du financement de cette étude a été obtenu via le Plan d'action Saint-Laurent.

RÉFÉRENCES

Adeloju, B. et T.F. Mann. 1987. Acid Effects on the Measurement of Mercury by Cold Vapor AAS. Anal. Let. 20: 985-1000.

Anderson, D.W. et J.J. Hickey. 1972. Eggshell changes in certain North American birds. Proc. Internat. Ornithol. Congr. 15: 514-540.

Backstrom, J. 1969. Distribution studies of mercuric pesticides in Quail and some fresh water fishes. Acta Pharma. Toxicol. 27: 1-103.

Balash, J., J. Palomeque, L. Palacios, S. Musquera et M. Jimenez. 1974. Hematological values of some great flying and aquatic diving birds. Comp. Biochem. Physiol. 49A: 137-145.

Ballschmiter, K. et M. Zell. 1980. Analysis of polychlorinated biphenyls (PCB) by glass capillary chromatography. Fres. Z. Anal. Chem. 302: 20-31.

Becker, P.H. et H. Sperveslage. 1989. Organochlorines and heavy metals in Herring Gull (*Larus argentatus*) eggs and chicks from the same clutch. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 42: 721-727.

Becker, P.H., D. Henning, et R.W. Furness. 1994. Differences in mercury contamination and elimination during feather development in Gull and Tern broods. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 27: 162-167.

Benoit, R., J.L. DesGranges et R. McNeil. 1993. Direction of arrivals of Great Blue Herons (*Ardea herodias*) at nests with large chicks near Montréal, Québec .Can. J. Zool. 71: 2250-2257.

Beyer, W.N., M. Spalding et D. Morrison. 1997. Mercury concentrations in feathers of wading birds from Florida. Ambio. 26(2): 97-100.

Bird, D.M., J. Gauthier et V. Montpetit. 1984. Embryonic growth of American Kestrels. Auk. 101: 392-396.

Bloom, N.S. 1992. On the chemical form of mercury in edible fish and marine invertebrate tissue. Can. J. Fish. Aquat. 49: 1010-1017.

Blus, L.J., C.J. Henny, A. Anderson et R.E. Fitzner. 1985. Reproduction, mortality, and heavy metal concentrations in Great Blue Herons from three colonies in Washington and Idaho. Colonial. Waterbirds. 8(2): 110-116.

Boily, M.H., L. Champoux, D.H. Bourbonnais, J.-L. DesGranges, J. Rodrigue and P.A. Spear. 1994. B-carotene and retinoids in eggs of Great Blue Heron (*Ardea herodias*) in relation to St. Lawrence River contamination. Ecotoxicology. 3: 271-286.

Bonin, J., J.-L. DesGranges, C.A. Bishop, J. Rodrigue, A. Gendron et J.E. Elliott. 1995. Comparative study of contaminants in the Mudpuppy (Amphibia) and the common Snapping Turtle (Reptilia), St. Lawrence river, Canada. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 28: 184-194.

Braune, B.M. et P.E. Gaskin. 1987b. A mercury budget for the Bonaparte's Gull during autumn molt. Ornis Scand. 18: 244-250.

Braune, B.M. et P.E. Gaskin. 1987a. Mercury levels in Bonaparte's Gull (*Larus philadelphia*) during autumn molt in the Quoddy region, New Brunswick, Canada. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16: 539-549.

Brochu, C., S. Moore et E. Pelletier. 1995. Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins and Dibenzofurans in sediments and biota of the Saguenay Fjord and the St. Lawrence Estuary. Mar. Pollut. Bull. 30(8): 515-523.

Brown, A.A.F. 1979. The incubation book. The World Pheasant Association. Great Britain. 246 p.

Burger, J. et M. Gochfeld. 1991. Lead, mercury and cadmium in feathers of tropical Terns in Puerto Rico and Australia. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 21: 311-315.

Butler R. W. 1992. Great Blue Heron. *In*. The birds of North America. No 25 (A. Poole, P. Slettenheim et F. Gill, eds). Philadelphia: The Academy of Natural Sciences. Washington DC: The American Ornithologist Union. 20 p.

Callum, G.L., M.M. Ferguson et J.M.A. Lenihan. 1981. Determination of methylmercury in tissue using enzyme proteolisis. Analyst. 106: 1009-1013.

Campbell, T.W. 1988. Avian hematology and cytology. Iowa State University Press/Ames. viii + 101 p.

Campbell, T.W. et F.J. Dein 1984. Avian hematology: the basics. Vet. Clin. North Am. Prac. 14: 223-248.

Carpenter, F.L. 1975. Bird Hematocrits : effects of high altitude and strength of flight. Comp. Biochem. Physiol. Vol. 50A: 415-417.

Champoux, L., J.-L. DesGranges, J. Rodrigue, A. Hontela, S. Trudeau et P.S. Spear. 2000. Évaluation d'indicateurs biochimiques chez le Grand Héron, *Ardea herodias*, et le Bihoreau gris, *Nycticorax nycticorax*, en relation avec la contamination du Saint-Laurent. Série de rapports techniques. No 354. Région du Québec. Service canadien de la faune. 60 p.

Champoux, L., J. Rodrigue, J.-L. DesGranges, S. Trudeau, A. Hontela, M. Boily et Philip Spear. 2002. Assessment of Contamination and Biomarker Responses in Two Species of Herons on the St. Lawrence River. Environ. Monit. Assess. 79(2):193-215.

Chapdelaine, G., P. Laporte et D.N. Nettleship. 1987. Population productivity and DDT contamination trends of Northern Gannets (*Sula bassanus*) at Bonaventure Island, Quebec, 1967-1984. Can. J. Zool. 65: 2922-2926.

Charnetski, W.A. 1976. Organochlorine insecticide residues in ducklings and their dilution by growth. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 16: 138-144.

Cheke, R.A., M. Hassall, M.A. Pierce. 1976. Blood parasites of British birds and notes on their seasonal occurrence at two rural sites in England. J. Wild. Pis. 12: 133-138.

Cooke, A.S. 1973. Shell thinning in avian eggs by environmental pollutants. Environ. Pollut. 12: 85-152.

Cossa, D. et E. Bourget. 1980. Trace elements in *Mytilus edulis L.* from the estuary and gulf of St. Lawrence, Canada: lead and cadmium concentrations. Environ. Pollut. (Series a). 23: 1-8.

Cossa, D. et S.A. Poulet. 1978. Survey of trace metal contents of suspended matter in the St. Lawrence Estuary and Saguenay Fjord. J. Fish. Res. Board. Can. 35: 338-345.

Custer, T.W., C.M. Bunck et C.J. Stafford. 1985. Organochlorine concentrations in prefledging Common Tern at three Rhode Island colonies. Colonial. Waterbirds. 8: 150-154.

Custer, T.W., G. Pendleton et H.M. Ohlendorf. 1990. Within- and among clutch variation of organochlorine residues in eggs of Black Crowned Night Herons. Environ. Monit. Assess. 15: 83-89.

DesGranges, J.-L., J. Rodrigue, B. Tardif et M. Laperle. 1994. Exposition au mercure de Balbuzards nichant sur les territoires de la Baie James et de la Baie d'Hudson. Série de rapports techniques No 220. Service canadien de la faune, région du Québec, 151 p. + ann.

DesGranges, J.-L., 1995. Le Grand Héron. Pp. 242-245. *In*. Gauthier, J. et Y. Aubry (sous la direction de). 1995. Les oiseaux nicheurs du Québec. Atlas des oiseaux nicheurs du Québec méridional. Association québécoise des groupes d'ornithologues. Société québécoise de protection des oiseaux. Service canadien de la faune. Environnement Canada, région du Québec, Montréal, xviii + 1295 p.

DesGranges, J.-L., J. Rodrigue, B. Tardif et M. Laperle. 1998. Mercury accumulation and biomagnification in Ospreys (*Pandion haliaetus*) in James Bay and Hudson Bay region of Quebec. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 35: 330-341.

DesGranges, J.-L. et P.A. Thompson. 1989. Contaminants detectes dans la faune du fleuve Saint-Laurent et recommandations en vue de la mise sur pied d'un réseau de surveillance ecotoxicologique de la depollution du fleuve. Environnement Canada, Conservation et Protection, Service canadien de la faune, région du Québec. Québec. 17 p. + ann.

DesGranges, J.-L. 1992. Levels and effects of contaminants in St. Lawrence river fauna: a biomonitoring scheme. Pp 44-52 *In*. Bohac J. (ed.) Proc. VI[th] Conf. Bioindicatores Deteriorisationis Regionis. Institute of Landscape Ecology CAS, Ceske Budejovira. 507 p.

DesGranges, J.-L. et A. Desrosiers. 2005. Breeding distribution and population trends of the Great Blue Heron in Quebec with special reference to the St. Lawrence river heronies. CWS occasional paper. In press.

Eisler, R. 1985. Selenium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85(1.5): 57 p.

Eisler, R. 1986. Polychlorinated biphenyl hazards to fish, wildlife, and invertebrate: a synoptic review. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85(1.7): 72 p.

Eisler, R. 1988. Arsenic hazards to fish, wildlife and biomvertebrates: a synoptic review. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85(1.12): 92 p.

Eisler, R. 1990. Chlordane hazards to fish, wildlife and invertebrates: a synoptic review. U.S. Fish Wildl. Serv. Biol. Rep. 85(1.21): 49 p.

Elliott, J.E., R.J. Norstrom et J.A. Keith. 1988. Organochlorines and eggshell thinning in Northern Gannets (*Sula bassanus*) from eastern Canada, 1968-1984. Environ. Pollut. 52: 81-102.

Elliott, J.E., R.W. Butler, R.J. Norstrom et P.E. Whitehead. 1989. Environmental contaminants and reproductive success of Great Blue Heron, *Ardea herodias* in British Columbia, 1986-87. Environ. Pollut. 59: 91-114.

Evers, D.C., J.D. Kaplan, M.W. Meyer, P.S. Reaman, W.E. Braselton, A. Major, N. Burgess et A.M. Sheuhammer. 1998. Geographic trend in mercury measured in Common Loon feathers and blood. Environ. Tox. Chem. 17(2): 173-183.

Ewins, P. et C. Bishop. 1993. Monitoring uptake of chlorinated hydrocarbons in migrant Ospreys: Eggs or chick blood plasma ? Présentation sur affiche presentee dans le cadre de la 14[eme] conference de la Society of Environmental Toxicologie and Chemistry, Houston, Texas.

Farner, D.S. et J.R. King. 1972. Avian biology. Volume II. Academic Press Inc. London. 612 p.

Fimreite, N. 1971. Effects of dietary methylmercury on Ring-Necked Pheasants. Canadian Wildlife Service, Occasional Paper No. 9. 37 p.

Fitzgerald, G. 1992. Recherche d'hémoparasites à partir de frottis sanguins provenant de Balbuzards et d'autres espèces aviaires. Union Québécoise de Réhabilitation des Oiseaux de Proie. 6 p.

Fitzgerald, G. 1997. Valeurs hématologiques et biochimiques du sang chez le Grand Héron (*Ardea herodias*). Union Québécoise de Réhabilitation des Oiseaux de Proie. 17 p.

Focardi, S., C. Leonzio et C. Fossi. 1988. Variations in polychlorinated biphenyl congener composition in eggs of Mediterranean waterbirds in relation to their position in the food chain. Environ. Pollut. 52: 243-255.

Frank, R., H. Lumsden, J.F. Barr et H.E. Braun. 1983. Residues of organochlorine insecticides, industrial chemicals, and mercury in eggs and in tissues taken from healthy and emaciated Common Loons, Ontario, Canada, 1968-1980. Arch.

Environ. Contam. Toxicol. 12: 641-654.

Furness, R.W., S.J. Muirhead et M. Woodburn. 1986. Using bird feathers to measure mercury in the environment: relationship between mercury content and moult. Mar. Pollut. Bull. 17: 27-30.

Furness, R.W., S.A. Lewis et J.A. Mills. 1990. Mercury levels in the plumage of Red-billed Gulls (*Larus novaehollandiae scopulinus*) of known sex and age. Environ. Pollut. 63: 33-39.

Furness, R.W. 1993. Birds as monitors of pollutants. Pp. 86. *In*: Furness R.W. et J.J.D. Greenwood. Birds as monitors of environmental change. Chapman and Hall. London. 356 p.

Gee, G.F., J.W. Carpenter et G.L. Hensler. 1981. Species differences in hematological values of captive cranes, geese, raptors and quails. J. Wildl. Manage. 45(2): 463-483.

Ghamine, L., J.L. DesGranges, S. Loranger et coll. 1990. Les regions biogéographiques du Saint-Laurent. Lavalin Environnement Inc. pour Environnement Canada et Pêches et Oceans, region du Quebec. Rapport technique. Pagination multiples + ann.

Gochfeld, M., J.L. Belant, T. Shukla, T. Benson et J. Burger. 1996. Heavy metals in Laughing Gulls: gender, age and tissue difference. Environ. Tox. Chem. 15(12): 2275-2283.

Goede, A.A. 1985. Mercury, selenium, arsenic and zinc in waters from the Dutch Wadden sea. Environ. Pollut. 37: 287-309.

Goutner, V. et R.W. Furness. 1997. Mercury in feathers of little Egret *Egretta garzetta* and Night Heron *Nycticorax Nycticorax* chicks and in their prey in the Axios Delta, Greece. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 32: 211-216.

Gower, J.C. 1971. A general coefficient of similarity and some of its properties. Biometrics. 27: 857-874.

Grieb, T.M., C.T. Driscoll, S.P. Gloss, C.L. Schofield, G.L. Bornie et D.D. Porcella. 1990. Factors affecting mercury accumulation in the fish in the Upper Michigan peninsula. Environ. Toxicol. Chem. 9: 919-930.

Hart, L.E., K.M. Cheng, P.E. Whitehead, R.M. Shad, R.J. Lewis, S.R. Ruschkowski, R.W. Blair, D.C. Bennett, S.M. Bandera, R.J. Norstrom et G.D. Bellward. 1991. Dioxin contamination and growth and development in Great Blue Heron embryos. J. Toxicol. Environ. Health. 32: 331-344.

Heinz, G. 1974. Effects of low dietary levels of methylmercury on Mallard reproduction. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 11: 386-392.

Hindenberger, E.J., M.L. Raiser, S.R. Kourtyohann. 1981. Furnace Atomic Absorption Analysis of Biological Samples Using the L'vov Platform and Matrix Modification. Atomic. Spectroscopy. 2(1): 1-7.

Hodson, P.V., M. Castonguay, C.M. Couillard, C. Desjardins, E. Pelletier et R. McLeod. 1994. Spatial and temporal variations in chemical contamination of American Eels (*Anguilla rostrata*) captured in the estuary of the St. Lawrence river. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 464-478.

Hughes, K.D., D.V. Weseloh et G.M. Braune. 1998. The ratio of DDE to PCB concentrations in Great Lakes Herring Gull eggs and its use in interpreting contaminants data. J. Great Lakes Res. 24(1): 12-31.

Hutton, M. 1981. Accumulation of heavy metals and selenium in three seabird species from the United Kingdom. Environ. Pollut. 26A: 129-145.

Ion, J., Y. de Lafontaine, P. Dumont et L. Lapierre. 1997. Contaminant levels in St. Lawrence River Yellow Perch (*Perca flavescens*): spatial variations and implications for monitoring. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 54: 2930-2946.

Jarmin, W.M., M. Simon, R.J. Norstrom, S.A. Burns, C.A. Bacon, B.R.T. Simonelt et R.W. Risebrough. 1992. Global

distribution of tris (4-chlorophenyl) metahanol in high trophic level birds and mammals. Environ. Sci. Tech. 26: 1770-1774.

Johnels, A.G., G. Tyler et T. Westermark. 1979. A history of mercury levels in Swedish fauna. Ambio. 8: 160-168.

Julshamn, K., O. Ringdal, K.E. Slinning et O.R. Braekkan. 1981. Optimization of the determination of selenium in marine samples by atomic spectrometry - comparison of flameless graphite furnace atomic absorption system with a hybride generation atomic absorption system. Spectrochimica Acta. 37b(6): 473-482.

Kan, C.A. 1978. Accumulation of organochlorine pesticides in poultry - a review. J. Agric. Food. Chem. 26(5): 1051-1055.

Karlog, O. et B. Clausen. 1983. Mercury and methylmercury in liver tissue from ringed Herring Gulls collected in three Danish localities. Nord Vet.-Med. 35: 245-250.

Kim, E.Y., K. Saeki, S. Tanabe, H. Tanaka et R. Tatsukawa. 1996. Specific accumulation of mercury and selenium in seabirds. Environ. Pollut. 94(3): 261-265.

Koeman, J.H., W.S.M. van de Ven, J.J.M. Goeij, P.S. Tjoe et J.L. van Haaften. 1975. Mercury and selenium in marine mammals and birds. Sci. Tot. Environ. 3: 279-287.

Koster, M.D., D.P. Ryckman, D.V.C. Weseloh et J. Struger. 1996. Mercury levels in Great Lakes Herring Gull (*Larus argentatus*) eggs, 1972-1992. Environ. Pollut. 93(3): 261-270.

Laliberte, D. 1993. Evolution des teneurs en mercure, en BPC et en pesticides organochlorés dans la chair des poissons du fleuve Saint-Laurent au lac Saint-François entre 1975-76 et 1988. Rapport QE-91-15, Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau, Québec. xiii + 85 p.

Landres, P.B., J. Verner et J.W. Thomas. 1988. Ecological uses of vertebrate indicator species: A critique. Conserv. Biol. 2(4): 316-328.

Langlois, C. et L. Lapierre. 1989. Utilisation de l'écologie et de l'écotoxicologie de communautés biologique pour mesurer l'état de santé des écosystèmes du fleuve Saint-Laurent. Environnement Canada, Centre Saint-Laurent, Montréal. 18 p.

Langlois, C. et H. Sloterdijk. 1989. Contamination du lac St-Pierre (fleuve Saint-Laurent) par certains polluants organiques et inorganiques. Revue. Sci. Eau. 2: 659-679.

Laporte, P. 1982. Organochlorine residues and eggshell measurements of Great Blue Heron eggs from Québec. Colonial Waterbirds. 16(2): 223-25.

Lecompte *et al.* 1996. Bilan des ventes de pesticides au Québec, 1992-1994. Ministère de l'environnement et de la Faune, Direction des politiques des secteurs agricole et naturel. 91 p.

Legendre, P. et A. Vaudor. 1991. Le progiciel R. Analyse multidimensionnelle, analyse spatiale. Département de sciences biologiques, Université de Montréal.

Legendre, L. et P. Legendre. 1984. Écologie numérique. (Éd. 2). Tome 1. Le traitement multiple des données écologiques. Tome 2. La structure des données écologiques. Collection d'écologie, 12 & 13. Masson, Paris & les Presses de l'Université du Québec. 254 p.

Leonzio, C., C. Fossi et S. Focardi. 1986. Heavy metals and selenium variation in a migratory bird wintering in a mercury-polluted lagoon. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 37: 219-225.

Leonard, J.L. 1969. Clinical laboratory examinations. Pp. 189-215. *In* Petrak, M.L. (ed). Diseases of cage and aviary birds. Lea & Febiger, Philadelphia. 528 p.

Lewis, S.A., F.M. Stewart et R.W. Furness. 1992. The use of eggs to monitor heavy metal pollution. Pp. 394-407. in J. Bohac. (ed.) Bioindicatores deteriorisationis regionis. Proceedings of the sixth international conference Czechoslovakia. 507 p.

Lewis, S.A. et R.W. Furness. 1991. Mercury accumulation and excretion in laboratory reared Black-Headed Gull (*Larus ridibundus*) chicks. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 21: 316-320.

Lindberg, P. et T. Odsjo. 1983. Mercury levels in feathers of Peregrine Falcon (*Falco peregrinus*) compared with total mercury content in some of its prey species in Sweden. Environ. Pollut. (Series B). 5: 297-318.

Lock, J.W., D.R. Thompson, R.W. Furness et J.A. Bartle. 1992. Metal concentrations in seabirds of the New Zealand region. Environ. Pollut. 75: 289-300.

Lundholm, C.E. 1987. Methyl mercury decreases the eggshell thickness and inhibits the Ca^{2+} uptake in a homogenate of the eggshell gland mucosa and its subcellular fractions from the domestic fowl. Pharmacol. Toxicol. 60: 385-388.

Martineau, D., P. Beland, C. Desjardins et A. Lagace. 1987. Levels of organochlorine chemicals in tissues of Beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence estuary, Quebec, Canada. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 16: 137-147.

Massé, R., D. Martineau, L. Tremblay et P. Beland. 1986. Concentrations and chromatographic profile of DDT metabolites and polychlorobiphenyl (PCB) residues in stranded Beluga whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence estuary, Canada. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 15: 567-579.

Metcalfe, J.L. et M.N. Charlton. 1990. Freshwater mussels as biomonitors for organic industrial contaminants and pesticides in the St. Lawrence River. Sci. Tot. Environ. 97/98: 595-615.

Mineau, P. 1982. Levels of major organochlorine contaminants in sequentially - laid Herring Gull eggs. Chemosphere 11(7): 679-685.

Moore, N.W. 1966. A pesticide monitoring system with special reference to the selection of indicator species. J. Appl. Ecol. 3 (suppl.): 261-269.

Morera, M., C. Sanpera, S. Crespo, L. Jones, X. Ruiz. 1997. Inter and intraclutch variability in heavy metals and selenium levels in Andouin's Gull eggs from Ebro Delta, Spain. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 33: 71-75.

Moriaty, F. 1983. Ecotoxicology: the study of pollutants in ecosystems. Academic Press Inc. Orlando. 244 p.

Neter, J. et W. Wasserman. 1974. Applied linear statistical models. R.D. Irwin Inc., Homewood, Illinois. 842 p.

Newton, I. et J. Bogan. 1978. The role of different organochlorine compounds in the breeding of British Sparrowhawks. J. Appl. Ecol. 15: 105-116.

Nisbet, I.C.T. 1982. Eggshell characteristics and organochlorine residues in Common Terns: Variation with egg sequence. Colonial Waterbirds. 5: 139-143.

Noble, D.G. et J.E. Elliott. 1986. Environmental contaminants in Canadian seabirds 1968-1984: trends and effects. Technical report series No 13. Canadian Wildlife Service. Ottawa. 275 p.

Noble, D.G. et J.E. Elliott. 1990. Levels of contaminants in Canadian raptors., 1966 to 1988., Effects and temporal trends. Can. Field. Nat. 104: 222-243.

Norheim, G. et A. Froshe. 1978. The degree of methylation and organ distribution of mercury in some birds of prey in Norway. Acta. Pharmacol. Toxicol. 43: 143-204.

Normetr, A.A. et N.P. Hajjar. 1987. Metabolism of chlordane in mammals. Pp. 1-22 *In* Rev. Environ. Contam. Toxicol. Vol 100. Springler-Verlag. New York.

Norstrom, R.J., D.J. Hallet et R.A. Sonstegard. 1978. Coho salmon and Herring gulls as indicators of organochlorine contamination in Lake Ontario. J. Fish. Res. Board. Can. 35: 1401-1409.

Norstrom, R.J., T.P. Clark, D.A. Jeffrey, H.T. Won et A.P. Gilman. 1986. Dynamics of organochlorine compounds in Herring Gulls (*Larus argentatus*): I. Distribution and clearance of (14C) DDE in free-living Herring Gulls. Environ. Toxicol. Chem. 5: 41-48.

Norstrom, R.J., M. Simon, et D.C.G. Muir. 1990. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in marine mammals in the Canadian North. Environ. Pollut. 66: 1-9.

Ohlendorf, H.M., E.E. Klaas et T.E. Kaiser. 1979. Environmental pollutants and eggshell thickness: Anhingas and wading birds in the Eastern United States. U.S. Fish and Wildlife Service. Special Scientific Report - Wildlife No. 216. Washington, D.C. 94 p.

Paul, M. et D. Laliberte. 1988. Teneur en mercure, plomb, cadmium, BPC et pesticides organochlorés des sediments et de la chair des poissons du fleuve St-Laurent et de la rivière des Outaouais en 1985. Rapport QEN/Quebec 86-07. Ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité du milieu aquatique. Québec. 80 p.

Peakall, D.B. 1970. p,p'-DDT: Effect on calcium metabolism and concentration of estradiol in the blood. Sci. 16: 572-574.

Peakall, D.B., R.J. Norstrom, A.D. Rahimtula et R.D. Butler. 1986. Characterization of mixed-function oxidase systems of the nestling Herring Gull and its implications for bioeffects monitoring. Environ. Toxicol. Chem. 5: 379-385.

Pearce, P.A., J.E. Elliott, D.B. Peakall et R.J. Norstrom. 1989. Organochlorine contaminants in eggs of seabirds in the northwest Atlantic, 1968-1984. Environ. Pollut. 56: 217-235.

Pettit, K.E., C.A. Bishop, D.V. Weseloh et R.J. Norstrom. 1994. An Atlas of contaminants in the eggs of fish-eating colonial birds of the Great Lakes (1989-1992). Vol. I. Technical report series No. 193. Canadian Wildlife Service, Environmental Conservation Branch, Ontario region. 319 p.

Pearce, R.C., D.M. Whittle, and J.B. Bramwell (eds.). 1998. Chemical contaminants in Canadian aquatic ecosystems. Dept. of Fisheries and Oceans, Ottawa, ON. 329 p.

Pekarik, C. et D.V. Weseloh. 1998. Organochlorine contaminants in Herring gull eggs from the Great Lakes, 1974-1995: Change point analysis and short term regression. Environ. Monit. Assess. 53: 77-115.

Pham, T., K. Lum et C. Lemieux. 1996. Seasonal variation of DDT and its metabolites in the St. Lawrence River (Canada) and four of its tributaries. Sc. Tot. Environ. 179: 17-26.

Phillips, D.J. 1978. Use of biological indicator organisms to quantitate organochlorine pollutants in aquatic environments - A review. Environ. Pollut. 16: 167-228.

Phillips, D.J. et D.A. Segar. 1986. Use of bio-indicators in monitoring conservative contaminants: Programme design imperatives. Mar. Pollut. Bull. 17(1): 10-17.

Platteeuw, M., M.R. Van Eerden t K. Van de Guchte. 1995. Variation in contaminant content of livers from cormorants *Phala crocorax carbo sinensis* living nearby a polluted sedimentation area in Lake Ijsselmeer, the Netherlands. Ardea. 83: 315-324.

Polo, F.J., J. Cedran, V.I. Peinado, G. Viscor,et J. Palomeque. 1992. Hematological values for four species of birds of prey. Condor. 94: 1007-1013.

Polo, F.J., J.F. Celdran, G. Viscor, et J. Palomeque. 1994. Blood chemistry of captive herons, egrets, spoonbill, ibis and gallinule. Comp. Biochem. Physiol. 107A(2): 337-341.

Potts, G.R. 1968. Success of eggs of the Shag on the Farne Islands, Northumberland, in relation to their content of dieldrin and p,p' DDE. Nature. 217: 1282-1284.

Puerta, M.L., R. Munoz-Pulido, V. Huecas et M. Abelenda. 1989. Hematology and blood chemistry of chicks of White and Black Storks (*Ciconia ciconia* and *Ciconia nigra*). Comp. Biochem. Physiol. 94A(2): 201-204.

Puerta M.L., J.C. Alonso, V. Huecas, J.A. Alonso, M. Abelenda et R. Munoz-Pulido. 1990. Hematology and blood chemistry of wintering Common Cranes. Condor. 92: 210-214.

Quemerais, B. 1996. L'arsenic dans l'ecosysteme du St-Laurent. Environnement Canada - Région du Québec. Conservation de l'environnement. Centre St-Laurent. Rapport scientifique et technique ST-40. 38 p.

Quinney, T.E. 1982. Growth, diet, and mortality of nestling Great Blue Herons. Wilson Bull. 94(4): 571-577.

Ramesh, A., S. Tanabe, K. Kannan, A.N. Subramanian, P.L. Kumaran et R. Tatsukawa. 1992. Characteristic trend of persistent organochlorine contamination in wildlife from a tropical agricultural watershed, south India. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 23: 26-36.

Ratcliffe, D.A. 1970. Changes attributable to pesticide in egg breakage frequency and eggshell thickness in some British birds. J. Appl. Ecol. 7: 67-113.

Rehder, N.B., D.M. Bird et P.C. Lague. 1982. Variations in blood packed cell volume of captive American Kestrels. Comp. Biochem. Physiol. 72A(1): 105.

Renaud, C.B., K.L.E. Kaiser et M.E. Comba. 1995. Historical versus recent levels of organochlorine contaminants in lamprey larvae of the St. Lawrence River basin, Québec. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52: 268-275.

Risebrough, R.W., W.M. Jarman, A.M. Springler, W. Walker II et W.G. Hunt. 1986. A metabolic derivation of DDE from Kelthane. Environ. Toxicol. Chem. 5: 13-19.

Scheuhammer, A.M. 1987a. Reproductive effects of chronic, low-level dietary metal exposure in birds. Trans. 52nd N.A. Wildl. Nat. Res. Conf. 658-664.

Scheuhammer, A.M. 1987b. The chronic toxicity of aluminum, cadmium, mercury and lead in birds: a review. Environ. Pollut. 46: 263-295.

Scheuhammer, A.M. 1991. Acidification related changes in the biogeochimistry and ecotoxicology of mercury, cadmium, lead and aluminium: Overview. Environ. Pollut. 71: 87-90.

Skerfving, S. 1972. Mercury in fish - some toxicological considerations. Food. Cosmet. Toxicol. 10: 545-556.

Smith, E.E. et M. Bush. 1978. Haematologic parameters on various species of strigiformes and falconiformes. J. Wildl. Dis. 14: 447-450.

Speich, S.M., J. Calambokidas, D.W. Shea, J. Peard, M. Witter et D.M. Fry. 1992. Eggshell thinning and organochlorine contaminants in western Washington waterbirds. Colonial. Waterbirds. 15(1): 103-112.

Stanley, P.I. et G.R. Elliott. 1976. An assessment based on residues in owl of environmental contamination arising from the use of mercury compounds in British agriculture. Agro-Ecosystems. 2: 223-234.

Steele, B.B. 1984. Effects of pesticides on reproductive success of White-faced Ibis in Utah, 1979. Colonial. Waterbirds. 7: 80-87.

Stewart, F.M., R.A. Phillips, P. Catry et R.W. Furness. 1997. Influence of species, age and diet on mercury concentrations in Shetland seabirds. Mar. Ecol. Prog. Series 151: 237-244.

Stickel, L.F., W.H. Stickel, M.A.R. McLane et M. Burns. 1977. Prolonged retention of methylmercury by Mallard drakes. Bull. Environ. Contamin. Toxicol. 18: 393-399.

Stickel, L.F., W.H. Stickel, A.R. Mc. Arthur et D.L. Hughes. 1979. Chlordane in birds : a study of lethal residues and loss rates. Pp. 387-396. *In* W.B. Deichman, (ed.) Toxicology and occupational medicine. Elsevier / North Holland New York. 480 p.

Tejning, S. 1967. Biological effects of methyl-mercury dicyandiamide-treated grain in the domestic fowl (*Gallus gallus L.*). Oikos, Suppl. 8: 1-116.

Thompson, D.R. et R.W. Furness. 1989. Comparison of the levels of total and inorganic mercury in seabird feathers. Mar. Pollut. Bull. 20: 577-579.

Tillitt, D.E., C.J. Schmitt, D.V. Weseloh et C.M. Bunck. 1998. Organochlorine concentrations and trends in North American Fish and Wildlife. *In* Carey, J., R., Cook, J. Giesy, P. Hodson, D. Muir, J. Owens et K. Solomon (eds) Ecotoxicological risk assessment of the chlorinated organic chemical. SETAC Pellston workshop on Environmental risk assessment for organochlorine compounds 1994 Jul 24-29 Aloston Ontario, Ontario, Canada. Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC). Pensacola, Florida. USA 397 p.

Turle, R., R.J. Norstrom et B. Collins. 1991. Comparison of PCB quantitation methods: re-analysis of archived specimens of Herring Gull eggs from Great Lakes. Chemosphere. 22: 201-213.

Turle, R. et B. Collins. 1992. Validation of the use of pooled samples for monitoring of contaminants in wildlife. Chemosphere. 25: 463-469.

Vermeer, K. et L.M. Reynolds. 1970. Organochlorine residues in Aquatic birds in the Canadian prairie provinces. Can. Field. Nat. 84: 122-130.

Walsh, P. M. 1990. The use of seabirds as monitors of heavy metals in the marine environment. Pp. 183-204. *In* Furness, R.W et P.S. Rainbow P.S. (eds) Heavy metals in the marine environment CRC press Inc. Boca Raton FL. 256 p.

Welz, B. et G. Schlemmer. 1986. Determination of arsenic, selenium and cadmium in marine biological tissue samples using a stabilised temperature platform furnace and comparing deuterium arc with zeeman effect background correction AAS. J. Analytical. Atomic. Spectrometry. 1: 119-124.

White, D.H. et A.J. Krynitsky. 1986. Wildlife in some areas of New Mexico and Texas accumulate elevated DDE residues, 1983. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 15: 149-157.

Wiemeyer, S.N., C.M. Bunch et A.J. Krynitsky. 1988. Organochlorine pesticides, polychlorinated biphenyls and mercury in Osprey eggs - 1970-79 - and their relationships to shell thinning and productivity. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 17: 767-787.

Won, H.T. M.J. Mulvihillet B.J. Wakeford. 2001. Multiresidues methods for the determination of chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls (PCBs)in wildlife tissues by gas chromatography / mass spectrometry. Technical report series .No. 335. Canadian Wildlife Service. Headquarters, Hull, Quebec. viii + 56 p. + ann.

Wren, C.D. 1986. A review of metal accumulation and toxicity in wild mammals. I. Mercury. Environ. Res. 40: 210-244.

Yamashita, N. S. Tanabe, J.P. Ludwig, H. Kurita, M.E. Ludwig, et R. Tatsukawa. 1993. Embryonic abnormalities and organochlorines contamination in Double-Crested Cormorants (*Phalacrocorax auritus*) and Caspian Terns (*Hydroprogne caspia*) from the upper Great Lakes in 1988. Environ. Pollut. 79: 163-173.

Zar, J.H. 1984. Biostatistical analysis. (ed. 2). Prentice-Hall Inc. Englewood Cliffs, New-Jersey. 718 p.

Annexe 1 Variables calculées

Le *développement de l'embryon* est exprimé en jours d'incubation; la valeur maximale étant de 30 jours. Il a été évalué en comparant le stade de développement des embryons de Grand Héron avec ceux d'embryons de Crécerelle d'Amérique (*Falco sparverius*) (Bird *et al.* 1984) et d'oiseaux d'élevage (Brown 1979).

L'*indice de Ratcliffe* est souvent utilisé comme une mesure des effets des pesticides organochlorés sur la coquille d'oeuf (Ratcliffe 1970). Il est calculé à l'aide de la formule suivante: P/(LD)
ou P = poids de la coquille (mg)
L = longueur de l'œuf (mm)
D = diamètre de l'œuf (mm)

L'*âge des héronneaux* a été déterminé à l'aide d'équations (Tarse droit = 3,88 (âge) +12,9; Tarse gauche = 3,69 (âge) + 15,6) (Quinney 1982). La moyenne des deux mesures a été utilisée.

Le *taux de croissance* (g/j) des héronneaux est estimé en divisant le poids (g) de l'oiseau par son âge (j). Notons que la courbe de croissance n'est pas linéaire. Bien que la croissance varie en fonction du sexe et de l'âge, notre calcul, ayant une valeur surtout comparative, devrait être acceptable.

Annexe 2 Méthodes analytiques

Le pourcentage en eau est obtenu en séchant dans un four à convection à température constante (105°C) une aliquote préalablement pesée. Il est calculé par la différence entre les deux poids.

Le pourcentage en lipide est obtenu en broyant un échantillon préalablement pesé avec du Na_2SO_4 anhydre. Ce mélange est élué sur une colonne en verre avec 50% CH_2CL_2 dans l'hexane (V / V). Après extraction, le solvant est concentré par évaporation à l'aide d'un rotovapeur et séché à température constante (105°C). La différence de poids correspond à celui en lipide. Le pourcentage de lipide est calculé de la façon suivante: $(W^1 * V^1) / (W^2 * V^2) * 100$ ou W^1 = Poids en lipide; W^2 = Poids de l'échantillon; V^1 = Volume de l'aliquote utilisée; V^2 = Volume total de la solution.

Le *mercure* a été analysé selon la méthode décrite dans Adeloju et Mann (1987). L'échantillon à analyser (≈1 g) est digéré dans un mélange d'acide nitrique et sulfurique (1:2) à 60°C. Ce mélange est par la suite mis en présence de bichromate de potassium pour compléter l'oxydation des composés organo-mercuriques. Le mercure a été dosé par une technique à vapeur froide (CVAA) utilisant le 3030 AAS (Perkin-Elmer) équipée d'une pompe VGA (Varian) ainsi qu'un échantillonneur automatique PSC-55 (Varian).

Le *méthylmercure* est d'abord séparé des tissus (≈2 g) au moyen d'une solution acide de bromure de sodium et de sulfate de cuivre. Par la suite, ce mélange est partitionné dans une solution de toluène. La couche supérieure (toluène) est placée dans un tube auquel du thiosulfate de sodium est ajouté. Après la séparation avec la couche aqueuse, l'échantillon suit les mêmes procédures que le mercure total (Callum *et al.* 1981).

Les concentrations en *plomb* et *cadmium* ont été déterminées en utilisant une méthode publiée par Perkin-Elmer Corporation (1982). L'échantillon à doser est pesé (≈10 g), de l'acide nitrique est par la suite ajouté. La digestion s'effectue durant la nuit. L'échantillon est chauffé à 100°C pendant 2 heures et dosé par spectrophotomètre d'absorption atomique utilisant un concentrateur d'atome (ACT-80). La concentration de plomb dans le sang est dosée dans un four au graphite spectromètre (Perkin Elmer 3030b) avec un échantillonneur automatique (HGA) AS-40 (Hindenberger *et al.* 1981).

La concentration en *sélénium* a été déterminée selon la méthode 200.8 de EPA chez Fenwick Laboratories (S.E. Long comm. pers.). La digestion de l'échantillon (≈2 g) s'effectue en milieu acide (acide nitrique) chauffé. Le sélénium est réduit à l'état tétravalent, tandis que l'arsenic est réduit à l'état trivalent. Le sélénium et l'arsenic sont dosés à l'aide d'un spectromètre de masse (ICP-MS) qui est utilisé avec un Perkin Elmer/Sciex Elan 5000.

Au CNRF, les concentrations en *sélénium* et en *arsenic* ont été respectivement déterminées selon les méthodes décrites par Julshamn *et al.* (1981) et Welz et Schlemmer (1986). La préparation de l'échantillon demeure la même, seul l'instrument de mesure change. Il s'agit ici d'un four au graphite avec un spectromètre (GFAAS) utilisant un Perkin Elmer 3030b spectromètre équipé d'un correcteur à deutérion HGA-300. Le four au graphite est équipé d'un échantillonneur automatique AS-40.

La méthode d'analyse chimique des *pesticides organochlorés (OC)* et des *biphényles polychlorés (BPC)* utilisée est décrite dans Peakall *et al.* (1986). En résumé, les lipides et les composés biogéniques contenus dans un échantillon (≈5 g) sont extraits sur colonne de verre avec du CH_2CL_2 (1:1) et séparés en trois fractions sur colonne de florisil. Ces trois fractions comprennent différents composés organochlorés. La fraction I contient environ 10 % de p,p'-DDT, tout le p,p'-DDE, les chlorobenzènes, les octachlorostyrènes,

le mirex et le photo-mirex, les BPC et approximativement 50 % du *trans*-nonachlore. La fraction II contient les hexachlorocyclohexanes, l'oxychlordane, le *cis* et le *trans*-chlordane, le p,p'-DDD, le *cis*-nonachlore et 50 % du *trans*-nonachlore. La fraction III contient l'heptachlore et la dieldrine. Les analyses ont été effectuées par chromatographie en phase gazeuse sur colonne capillaire DB-5 avec capture d'électron.

La concentration en Aroclor 1254/1260 (1:1) (mg/kg) est calculée en multipliant la concentration du congénère # 138 par 14,643. La concentration en Aroclor 1260 (mg/kg) est calculée en multipliant la concentration du congénère # 180 par 11,63.

Le coût élevé des analyses de pesticides organochlorés et de BPC ainsi que des dioxines et des furannes nous oblige à regrouper les échantillons à analyser. La concentration obtenue lors de l'analyse d'un échantillon composite (pool) correspond d'assez près à la moyenne des concentrations individuelles (Turle et Collins 1992). En effet, ils ont montré que la différence entre les concentrations moyennes de 18 pesticides organochlorés (à l'exception du mirex et du *trans*-nonachlore) dans les oeufs de Goéland argenté analysés individuellement et celles du pool de ces oeufs est inférieure à la variation analytique normale.

La méthode d'analyse chimique des *dioxines* et des *furannes* utilisée est décrite dans Norstrom *et al.* (1990). En résumé, un échantillon (≈25 g) est broyé avec du sulfate de sodium anhydreux. Les lipides et les composés biogéniques sont extraits par chromatographie par perméabilité sur gel (CPG); la séparation des PCDD et PCDF des autres composés organochlorés est effectuée par chromatographie sur carbone, alumine et florisil. Jusqu'en 1992, le dosage des PCDD et PCDF est effectué par chromatographie en phase gazeuse/ spectrométrie de masse à l'aide d'un appareil Hewlett-Packard 5987B GC/MS ainsi que d'une colonne capillaire de type DB-5 de 30 m. À partir de 1993, un spectromètre de masse de haute résolution (Autospec de Micromass) a été utilisé (Won *et al.* 2001).

Contrôle de qualité et validation des résultats analytiques

Le matériel de référence utilisé pour faire le contrôle des analyses de métaux provient du Conseil national de recherches du Canada (CNRC). Il est composé de muscles (DORM-1) et de foie (DOLT-1) de Chien de mer *(Squalus acanthias)*, de foie de bœuf (*Ovibos sp.*) 1577a du NBS, de reins de Cheval (*Equus caballus*) (H8) de IAEA et de sang animal (A-13) ainsi que d'hépatopancréas (TORT-1) d'Homard d'Amérique (*Homarus americanus*), dont les valeurs standards sont connues. De façon routinière, le CNRF ajoute pour les analyses de mercure et le méthylmercure quatre échantillons dont les valeurs sont connues tandis que pour les autres métaux un minimum de trois échantillons est ajouté. Il y toujours deux échantillons blancs par série d'analyse. La précision de l'analyse a été vérifiée par l'analyse d'échantillon en duplicata et en triplicata. Le coefficient de variation pour les analyses d'arsenic est de 1,9 %, de 3,2 % pour le sélénium, de 5,8 % pour le cadmium, de 9,5 % pour le plomb et inférieur à 10 % pour le mercure et le méthylmercure.

Le contrôle de qualité des analyses de pesticides organochlorés et des BPC a été assuré par le Centre national de la recherche faunique. Le matériel de référence utilisé, soit des oeufs de Goéland argenté, fait l'objet d'analyses régulières au CNRF. De façon routinière, le CNRF ajoute un échantillon de référence par cinq échantillons à analyser.

Annexe 3 Taux de croissance (g/j) des jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994

Colonie	$\bar{x}$	s	n	Étendue
Tronçon fluvial d'eau douce	0,0459	0,0043	48	0,0362 / 0,0554
Île Dowker	0,0453	0,0026	5	0,0414 / 0,0481
Île Dickerson	0,0476	0,0058	15	0,0362 / 0,0554
Île Bienville	0,0442	0,0029	5	0,0404 / 0,0469
Île aux Hérons	0,0474	0,0041	3	0,040 / 0,0510
La Grande île	0,0450	0,0031	14	0,0403 / 0,0531
Yamachiche	0,0450	0,0045	6	0,0388 / 0,0526
Estuaire Saumâtre	0,0438	0,0058	15	0,0318 / 0,0545
Île de la Corneille	0,0458	0,0055	10	0,0341 / 0,0545
Îles aux Loups Marins	0,0400	0,0048	5	0,0318 / 0,0442
Estuaire maritime	0,0480	0,0066	38	0,0238 / 0,0626
Île Gros Pot	0,0441	0,0022	5	0,0415 / 0,0474
Île Laval	0,0480	0,0046	5	0,0413 / 0,0529
Île Saint-Barnabé	0,0487	0,0042	5	0,0429 / 0,0538
Îles de la Mine	0,0469	0,0033	5	0,0416 / 0,0502
Pointe Saint-Pancrace	0,0521	0,0050	5	0,0480 / 0,0587
Île du Petit Caouis	0,0447	0,0095	9	0,0238 / 0,0563
Île Manowin	0,0555	0,0052	4	0,0502 / 0,0626
Golfe Saint-Laurent	0,0447	0,0039	3	0,0404 / 0,0479
Île Beau Séjour	0,0447	0,0039	3	0,0404 / 0,0479
Lacs naturels	0,0495	0,0052	29	0,0402 / 0,0578
Lac Evans	0,0421	-	1	0,0421
Petit lac Jacques-Cartier	0,0466	0,0037	15	0,0402 / 0,0548
Lac Matapédia	0,0534	0,0039	13	0,0459 / 0,0578

Annexe 4 Concentrations moyennes de mercure total (µg/g ou µg/ml: poids frais, sauf dans les plumes) dans les oeufs et les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994

RÉGION Colonie	Œuf				Plumes				Sang				Foie				Reins			
	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue
Tronçon fluvial d'eau douce	***0,28***	***0,04***	***7(31)***	***0,24 / 0,37***	***6,89***	***1,59***	***17(46)***	***5,40 / 10,17***	***0,85***	***0,56***	***7(42)***	***0,30 / 1,76***	***0,81***	***0,36***	***6(22)***	***0,40 / 1,27***	***0,48***	***0,15***	***25(40)***	***0,20 / 0,75***
Île Carillon	0,28	-	1(2)	0,28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Dowker	0,26	-	1(5)	0,26	10,15	-	1(5)	10,15	1,47	-	1(5)	1,47	1,27	-	1(5)	1,27	0,70	-	1(5)	0,70
Île Dickerson	0,37	-	1(5)	0,37	6,34	0,54	3(15)	5,96 / 6,96	0,53	-	1(9)	0,53	0,83	-	1(4)	0,83	0,43	0,11	12(15)	0,20 / 0,59
Île Bienville	0,24	-	1(5)	0,24	8,07	-	2(2)	7,69 / 8,44	0,30	-	1(5)	0,30	0,40	-	1(2)	0,40	0,23	-	1(2)	0,23
Île aux Hérons	0,29	-	1(4)	0,29	6,80	1,53	3(3)	5,40 / 8,43	1,76	-	1(3)	1,76	1,13	-	1(3)	1,13	0,72	-	1(3)	0,72
La Grande Île	0,30	-	1(5)	0,30	5,92	-	2(15)	5,85 / 5,98	0,77	-	2(15)	0,70 / 0,84	0,80	-	1(6)	0,80	0,51	0,15	10(15)	0,32 / 0,75
Yamachiche	0,26	-	1(5)	0,26	6,59	1,91	6(6)	5,44 / 10,17	0,34	-	1(5)	0,34	0,41	-	1(2)	0,41	-	-	-	-
Estuaire saumâtre	***0,23***	***0,22***	***13(21)***	***0,03 / 0,92***	***5,72***	***1,65***	***11(15)***	***3,57 / 9,21***	***0,43***	***0,17***	***11(15)***	***0,17 / 0,77***	***0,56***	***0,13***	***11(12)***	***0,33 / 0,72***	***0,37***	-	***2(11)***	***0,32 / 0,41***
Île de la Corneille	0,23	0,24	11(11)	0,03 / 0,92	5,75	1,73	10(10)	3,57 / 9,21	0,43	0,17	10(10)	0,17 / 0,77	0,55	0,13	10(10)	0,33 / 0,72	0,41	-	1(9)	0,41
Îles aux Loups Marins	0,35	-	1(5)	0,35	5,37	-	1(5)	5,37	0,50	-	1(5)	0,50	0,61	-	1(2)	0,61	0,32	-	1(2)	0,32
Îles de Kamouraska	0,18	-	1(5)	0,18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Estuaire maritime	***0,28***	***0,13***	***21(56)***	***0,08 / 0,55***	***5,50***	***1,88***	***23(38)***	***2,60 / 10,50***	***0,42***	***0,21***	***17(40)***	***0,16 / 0,96***	***0,45***	***0,17***	***17(32)***	***0,24 / 0,82***	***0,31***	***0,10***	***8(29)***	***0,15 / 0,42***
Île Gros Pot	0,23	-	1(5)	0,23	4,04	-	1(5)	4,04	0,50	-	1(5)	0,50	0,47	-	1(2)	0,47	0,27	-	1(2)	0,27
Île aux Basques	0,26	-	1(5)	0,26	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Îlets Boisés	0,34	-	1(5)	0,34	6,80	-	2(2)	6,55 / 7,04	0,30	-	2(2)	0,24 / 0,36	0,52	-	2(2)	0,40 / 0,64	0,34	-	1(2)	0,34
Île Laval	0,28	-	1(5)	0,28	5,25	-	1(5)	5,25	0,50	-	1(5)	0,50	0,27	-	1(2)	0,27	0,22	-	1(2)	0,22
Île du Bic	0,28	-	1(5)	0,28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Saint-Barnabe	0,15	-	1(4)	0,15	3,14	-	1(5)	3,14	0,52	-	1(4)	0,52	0,46	-	1(5)	0,46	0,23	-	1(2)	0,23
Îles de la Mine	0,23	-	1(5)	0,23	10,50	-	1(4)	10,50	0,96	-	1(5)	0,96	0,70	-	1(2)	0,70	0,41	-	1(2)	0,41
Pointe Saint-Pancrace	0,29	-	1(5)	0,29	6,91	1,42	5(5)	5,49 / 8,90	0,39	-	1(5)	0,39	0,70	-	1(5)	0,70	0,42	-	1(5)	0,42
Île aux Oeufs	0,22	0,09	3(3)	0,12 / 0,30	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Île du Petit Caous	0,32	0,18	9(9)	0,08 / 0,55	5,36	0,62	7(7)	4,82 / 6,29	0,40	0,18	9(9)	0,23 / 0,77	0,42	0,17	9(9)	0,24 / 0,82	0,41	-	1(9)	0,41
Île Manown	0,26	-	1(5)	0,26	3,59	0,78	5(5)	2,60 / 4,72	0,16	-	1(5)	0,16	0,24	-	1(5)	0,24	0,15	-	1(5)	0,15
Golfe Saint-Laurent	***0,24***	***0,06***	***3(9)***	***0,18 / 0,28***	***1,27***	***0,27***	***3(3)***	***1,05 / 1,58***	***0,13***	***0,02***	***3(3)***	***0,11 / 0,14***	***0,18***	***0,04***	***3(3)***	***0,15 / 0,22***	***0,11***	-	***1(3)***	***0,11***
Îles de la Madeleine	0,28	-	1(5)	0,28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Escuminac	0,28	-	1(1)	0,28	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Beau Séjour	0,18	-	1(3)	0,18	1,27	0,27	3(3)	1,05 / 1,58	0,13	0,02	3(3)	0,11 / 0,14	0,18	0,04	3(3)	0,15 / 0,22	0,11	-	1(3)	0,11
Lacs naturels	***0,31***	***0,08***	***12(21)***	***0,15 / 0,43***	***5,44***	***1,67***	***16(25)***	***3,66 / 8,77***	***0,32***	***0,23***	***10(23)***	***0,14 / 0,84***	***0,58***	***0,33***	***11(15)***	***0,31 / 1,32***	***0,48***	***0,09***	***11(15)***	***0,35 / 0,63***
Lac Evans	0,42	-	1(2)	0,42	5,06	-	1(1)	5,06	-	-	-	-	1,32	-	1(1)	1,32	-	-	-	-
Lac Caribou	-	-	-	-	7,88	-	1(1)	7,88	-	-	-	-	1,04	-	1(1)	1,04	-	-	-	-
Lac Édouard	0,31	-	1(5)	0,31	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Petit lac Jacques-Cartier	0,43	-	1(5)	0,43	6,93	1,11	6(15)	5,71 / 8,77	0,74	-	2(15)	0,63 / 0,84	0,81	-	1(5)	0,81	0,48	0,09	11(15)	0,35 / 0,63
Lac Matapedia	0,28	0,06	9(9)	0,15 / 0,36	4,07	0,41	8(8)	3,66 / 4,86	0,22	0,06	8(8)	0,14 / 0,33	0,40	0,06	8(8)	0,31 / 0,51	-	-	-	-

Annexe 5 Concentrations moyennes de sélénium (µg/g ou µg/ml: poids frais) dans les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994

RÉGION / Colonie	Foie				Reins				Sang			
	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue
Tronçon fluvial d'eau douce	***1,58***	***0,75***	***5(20)***	***0,35 / 2,32***	***1,44***	***0,32***	***25(40)***	***0,88 / 2,28***	***0,65***	***0,13***	***3(23)***	***0,56 / 0,80***
Île Dowker	0,35	-	1(5)	0,35	1,67	-	1(5)	1,67	-	-	-	-
Île Dickerson	1,83	-	1(4)	1,83	1,27	0,26	12(15)	0,88 / 1,79	0,56	-	1(9)	0,56
Île Bienville	2,32	-	1(2)	2,32	1,77	-	1(2)	1,77	0,80	-	1(5)	0,80
Île aux Hérons	1,87	-	1(3)	1,87	1,57	-	1(3)	1,57	-	-	-	-
La Grande île	1,53	-	1(6)	1,53	1,57	0,34	10(15)	1,18 / 2,28	0,58	-	1(9)	0,58
Estuaire saumâtre	***2,00***	***-***	***1(2)***	***2,00***	***1,43***	***-***	***2(11)***	***1,40 / 1,46***	***-***	***-***	***-***	***-***
Île de la Corneille	-	-	-	-	1,40	-	1(9)	1,40	-	-	-	-
Îles aux Loups Marins	2,00	-	1(2)	2,00	1,46	-	1(2)	1,46	-	-	-	-
Estuaire maritime	***2,08***	***1,16***	***6(21)***	***1,19 / 4,36***	***1,57***	***0,71***	***8(29)***	***1,07 / 3,28***	***0,68***	***-***	***2(10)***	***0,55 / 0,82***
Île Gros Pot	1,63	-	1(2)	1,63	1,48	-	1(2)	1,48	-	-	-	-
Îlets Boisés	-	-	-	-	1,11	-	1(2)	1,11	-	-	-	-
Île Laval	1,19	-	1(2)	1,19	1,07	-	1(2)	1,07	-	-	-	-
Île Saint-Barnabé	4,36	-	1(5)	4,36	3,28	-	1(2)	3,28	-	-	-	-
Îles de la Mine	1,42	-	1(2)	1,42	1,28	-	1(2)	1,28	-	-	-	-
Pointe Saint-Pancrace	1,79	-	1(5)	1,79	1,58	-	1(5)	1,58	0,82	-	1(5)	0,82
Île du Petit Caouis	-	-	-	-	1,41	-	1(9)	1,41	-	-	-	-
Île Manowin	2,11	-	1(5)	2,11	1,39	-	1(5)	1,39	0,55	-	1(5)	0,55
Golfe Saint-Laurent	***-***	***-***	***-***	***-***	***1,67***	***-***	***1(3)***	***1,67***	***-***	***-***	***-***	***-***
Île Beau Séjour	-	-	-	-	1,67	-	1(3)	1,67	-	-	-	-
Lac naturel	***1,97***	***-***	***1(5)***	***1,97***	***1,62***	***0,17***	***10(14)***	***1,31 / 1,89***	***0,79***	***-***	***1(10)***	***0,79***
Petit lac Jacques-Cartier	1,97	-	1(5)	1,97	1,62	0,17	10(14)	1,31 / 1,89	0,79	-	1(10)	0,79

Annexe 6 Concentrations moyennes d'arsenic (µg/g ou µg/ml, poids frais) dans les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994

RÉGION Colonie	Foie				Reins				Sang			
	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue
Tronçon fluvial d'eau douce	***0,01***	***0,00***	***5(20)***	***0,01 / 0,01***	***0,01***	***0,01***	***25(40)***	***0,00 / 0,04***	***0,01***	***0,00***	***7(41)***	***0,00 / 0,01***
Île Dowker	0,01	-	1(5)	0,01	0,01	-	1(5)	0,01	0,00	-	1(5)	0,00
Île Dickerson	0,01	-	1(4)	0,01	0,01	0,00	12(15)	0,00 / 0,01	0,00	-	2(13)	0,00 / 0,01
Île Bienville	0,01	-	1(2)	0,01	0,02	-	1(2)	0,02	0,01	-	1(5)	0,01
Île aux Hérons	0,01	-	1(3)	0,01	0,01	-	1(3)	0,01	0,00	-	1(3)	0,00
La Grande île	0,01	-	1(6)	0,01	0,01	0,01	10(15)	0,01 / 0,04	0,00	-	2(15)	0,00 / 0,01
Estuaire saumâtre	***0,40***	***-***	***1(2)***	***0,40***	***0,27***	***-***	***2(11)***	***0,11 / 0,43***	***0,48***	***-***	***1(5)***	***0,48***
Île de la Corneille	-	-	-	-	0,11	-	1(9)	0,11	-	-	-	-
Îles aux Loups Marins	0,40	-	1(2)	0,40	0,43	-	1(2)	0,43	0,48	-	1(5)	0,48
Estuaire maritime	***0,12***	***0,08***	***6(21)***	***0,02 / 0,22***	***0,14***	***0,08***	***8(29)***	***0,05 / 0,30***	***0,04***	***0,02***	***6(29)***	***0,02 / 0,07***
Île Gros Pot	0,22	-	1(2)	0,22	0,30	-	1(2)	0,30	0,04	-	1(5)	0,04
Îlets Boisés	-	-	-	-	0,10	-	1(2)	0,10	-	-	-	-
Île Laval	0,19	-	1(2)	0,19	0,14	-	1(2)	0,14	0,02	-	1(5)	0,02
Île Saint-Barnabé	0,12	-	1(5)	0,12	0,18	-	1(2)	0,18	0,04	-	1(4)	0,04
Îles de la Mine	0,06	-	1(2)	0,06	0,06	-	1(2)	0,06	0,02	-	1(5)	0,02
Pointe Saint-Pancrace	0,11	-	1(5)	0,11	0,12	-	1(5)	0,12	0,05	-	1(5)	0,05
Île du Petit Caouis	-	-	-	-	0,05	-	1(9)	0,05	-	-	-	-
Île Manowin	0,02	-	1(5)	0,02	0,20	-	1(5)	0,20	0,07	-	1(5)	0,07
Golfe Saint-Laurent	***-***	***-***	***-***	***-***	***0,14***	***-***	***1(3)***	***0,14***	***-***	***-***	***-***	***-***
Île Beau Séjour	-	-	-	-	0,14	-	1(3)	0,14	-	-	-	-
Lac naturel	***0,00***	***-***	***1(5)***	***0,00***	***0,01***	***0,00***	***10(14)***	***0,00 / 0,01***	***0,00***	***-***	***1(10)***	***0,00***
Petit lac Jacques-Cartier	0,00	-	1(5)	0,00	0,01	0,00	10(14)	0,00 / 0,01	0,00	-	1(10)	0,00

Annexe 7 Concentrations moyennes de cadmium (µg/g ou µg/ml; poids frais) dans les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994

RÉGION / Colonie	Foie				Reins				Sang			
	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue
Tronçon fluvial d'eau douce	***0,04***	***0,01***	***5(20)***	***0,04 / 0,05***	***0,03***	***0,05***	***24(35)***	***0,00 / 0,21***	***0,03***	***0,03***	***7(41)***	***0,00 / 0,06***
Île Dowker	0,04	-	1(5)	0,04	-	-	-	-	0,00	-	1(5)	0,00
Île Dickerson	0,04	-	1(4)	0,04	0,03	0,06	12(15)	0,00 / 0,21	0,03	-	2(13)	0,00 / 0,06
Île Bienville	0,05	-	1(2)	0,05	0,03	-	1(2)	0,03	0,06	-	1(5)	0,06
Île aux Hérons	0,04	-	1(3)	0,04	0,04	-	1(3)	0,04	0,00	-	1(3)	0,00
La Grande île	0,04	-	1(6)	0,04	0,02	0,03	10(15)	0,00 / 0,09	0,03	-	2(15)	0,00 / 0,06
Estuaire saumâtre	***0,04***	***-***	***1(2)***	***0,04***	***0,03***	***-***	***2(11)***	***0,03 / 0,04***	***0,03***	***-***	***1(5)***	***0,03***
Île de la Corneille	-	-	-	-	0,04	-	1(9)	0,04	-	-	-	-
Îles aux Loups Marins	0,04	-	1(2)	0,04	0,03	-	1(2)	0,03	0,03	-	1(5)	0,03
Estuaire maritime	***0,04***	***0,00***	***6(21)***	***0,04 / 0,04***	***0,04***	***0,01***	***8(29)***	***0,03 / 0,06***	***0,02***	***0,03***	***6(29)***	***0,00 0,06***
Île Gros Pot	0,04	-	1(2)	0,04	0,05	-	1(2)	0,05	0,00	-	1(5)	0,00
Îlets Boisés	-	-	-	-	0,03	-	1(2)	0,03	-	-	-	-
Île Laval	0,04	-	1(2)	0,04	0,03	-	1(2)	0,03	0,00	-	1(5)	0,00
Île Saint-Barnabé	0,04	-	1(5)	0,04	0,06	-	1(2)	0,06	0,00	-	1(4)	0,00
Îles de la Mine	0,04	-	1(2)	0,04	0,03	-	1(2)	0,03	0,00	-	1(5)	0,00
Pointe Saint-Pancrace	0,04	-	1(5)	0,04	0,04	-	1(5)	0,04	0,06	-	1(5)	0,06
Île du Petit Caouis	-	-	-	-	0,03	-	1(9)	0,03	-	-	-	-
Île Manowin	0,04	-	1(5)	0,04	0,04	-	1(5)	0,04	0,06	-	1(5)	0,06
Golfe Saint-Laurent	***-***	***-***	***-***	***-***	***0,03***	***-***	***1(3)***	***0,03***	***-***	***-***	***-***	***-***
Île Beau Séjour	-	-	-	-	0,03	-	1(3)	0,03	-	-	-	-
Lac naturel	***0,04***	***-***	***1(5)***	***0,04***	***0,02***	***0,03***	***11(15)***	***0,00 / 0,10***	***0,05***	***-***	***2(15)***	***0,03 / 0,06***
Petit lac Jacques-Cartier	0,04	-	1(5)	0,04	0,02	0,03	11(15)	0,00 / 0,10	0,05	-	2(15)	0,03 / 0,06

Annexe 8 Pourcentage de lipide dans les oeufs et le foie de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994

RÉGION / Colonie	Oeuf				Foie			
	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue
Tronçon fluvial d'eau douce	***6,2***	***1,5***	***7(31)***	***5,0 / 9,5***	***3,5***	***0,5***	***25(40)***	***2,8 / 4,5***
Île Carillon	5,4	-	1(2)	5,4	-	-	-	-
Île Dowker	5,6	-	1(5)	5,6	3,3	-	1(5)	3,3
Île Dickerson	5,0	-	1(5)	5,0	3,5	0,4	11(14)	2,8 / 4,0
Île Bienville	9,5	-	1(5)	9,5	2,8	-	1(5)	2,8
Île aux Hérons	5,8	-	1(4)	5,8	3,9	-	1(3)	3,9
La Grande île	6,3	-	1(5)	6,3	3,6	0,5	10(11)	2,8 / 4,5
Yamachiche	6,0	-	1(5)	6,0	2,8	-	1(2)	2,8
Estuaire saumâtre	***5,5***	***1,1***	***13(21)***	***3,8 / 7,8***	***2,8***	***0,7***	***11(12)***	***1,2 / 3,9***
Île de la Corneille	5,5	1,2	11(11)	3,8 / 7,8	2,8	0,7	10(10)	1,2 / 3,9
Îles aux Loups Marins	5,3	-	1(5)	5,3	3,3	-	1(2)	3,3
Îles de Kamouraska	5,3	-	1(5)	5,3	-	-	-	-
Estuaire maritime	***5,8***	***0,9***	***21(57)***	***4,6 / 8,4***	***3,3***	***2,2***	***17(29)***	***1,0 / 11,4***
Île Gros Pot	5,7	-	1(5)	5,7	3,0	-	1(2)	3,0
Île aux Basques	5,9	-	1(5)	5,9	-	-	-	-
Îlets Boisés	5,9	-	1(5)	5,9	3,0	-	2(2)	2,7 / 3,2
Île Laval	5,4	-	1(5)	5,4	3,0	-	1(2)	3,0
Île du Bic	5,5	-	1(5)	5,5	-	-	-	-
Île Saint-Barnabé	4,6	-	1(5)	4,6	3,4	-	1(2)	3,4
Îles de la Mine	5,0	-	1(5)	5,0	3,0	-	1(2)	3,0
Pointe Saint-Pancrace	6,7	-	1(5)	6,7	3,0	-	1(5)	3,0
Île aux Oeufs	6,4	0,6	3(3)	5,9 / 7,1	-	-	-	-
Île du Petit Caouis	5,8	1,2	9(9)	4,8 / 8,4	3,6	3,0	9(9)	1,0 / 11,4
Île Manowin	5,6	-	1(5)	5,6	2,8	-	1(5)	2,8
Golfe Saint-Laurent	***5,8***	***0,3***	***3(9)***	***5,5 / 6,1***	***4,7***	***3,0***	***3(3)***	***2,8 / 8,2***
Îles de la Madeleine	5,5	-	1(5)	5,5	-	-	-	-
Escuminac	6,1	-	1(1)	6,1	-	-	-	-
Île Beau Séjour	5,8	-	1(3)	5,8	4,7	3,0	3(3)	2,8 / 8,2
Lacs naturels	***5,3***	***0,9***	***11(21)***	***3,4 / 6,4***	***3,4***	***0,6***	***20(21)***	***2,3 / 4,8***
Lac Caribou	-	-	-	-	2,7	-	1(1)	2,7
Lac Édouard	6,1	-	1(5)	6,1	-	-	-	-
Petit lac Jacques Cartier	6,4	-	1(5)	6,4	3,7	0,5	11(12)	3,1 / 4,8
Lac Matapédia	5,1	0,9	9(11)	3,4 / 6,3	3,0	0,4	8(8)	2,3 / 3,7

Annexe 9 Pourcentage de détection des pesticides organochlorés (n=23) et des congénères de biphényles polychlorés dans les oeufs et les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994

RÉGION / Colonie	Œuf				Foie				Sang			
	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue
Tronçon fluvial d'eau douce	***67,7***	***12,9***	***7(31)***	***40,9 / 81,0***	***72,1***	***9,8***	***25(40)***	***47,6 / 85,7***	***56,0***	***8,7***	***6(28)***	***45,5 / 71,4***
Île Carillon	66,7	-	1(2)	66,7	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Dowker	81,0	-	1(5)	81,0	52,4	-	1(5)	52,4	57,1	-	1(5)	57,1
Île Dickerson	71,4	-	1(5)	71,4	74,5	4,9	11(14)	61,9 / 81,0	57,1	-	1(4)	57,1
Île Bienville	71,4	-	1(5)	71,4	52,4	-	1(5)	52,4	52,4	-	1(5)	52,4
Île aux Hérons	76,2	-	1(4)	76,2	61,9	-	1(3)	61,9	71,4	-	1(3)	71,4
La Grande île	66,7	-	1(5)	66,7	74,8	10,8	10(11)	47,6 / 85,7	52,4	-	1(6)	52,4
Yamachiche	40,9	-	1(5)	40,9	68,2	-	1(2)	68,2	45,5	-	1(5)	45,5
Estuaire saumâtre .	***71,3***	***7,4***	***13(21)***	***63,6 / 85,7***	***54,0***	***6,3***	***11(12)***	***45,5 / 66,7***	***54,1***	***15,0***	***3(7)***	***45,5 / 71,4***
Île de la Corneille	69,8	6,5	11(11)	63,6 / 81,8	52,7	4,9	10(10)	45,5 / 59,1	45,5	-	2(2)	45,5 / 45,5
Îles aux Loups Marins	85,7	-	1(5)	85,7	66,7	-	1(2)	66,7	71,4	-	1(5)	71,4
Îles de Kamouraska	72,7	-	1(5)	72,7	-	-	-	-	-	-	-	-
Estuaire maritime	***73,6***	***7,8***	***21(57)***	***59,1 / 90,5***	***35,2***	***15,3***	***17(29)***	***2,7 / 63,6***	***32,4***	***20,1***	***14(37)***	***4,5 / 66,7***
Île Gros Pot	81,0	-	1(5)	81,0	52,4	-	1(2)	52,4	42,9	-	1(5)	42,9
Île aux Basques	85,7	-	1(5)	85,7	-	-	-	-	-	-	-	-
Îlets Boisés	66,7	-	1(5)	66,7	29,5	-	2(2)	2,7 / 36,4	27,3	-	2(2)	27,3
Île Laval	71,4	-	1(5)	71,4	52,4	-	1(2)	52,4	47,6	-	1(5)	47,6
Île du Bic	76,2	-	1(5)	76,2	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Saint-Barnabé	71,4	-	1(5)	71,4	47,6	-	1(2)	47,6	66,7	-	1(4)	66,7
Îles de la Mine	81,0	-	1(5)	81,0	47,6	-	1(2)	47,6	38,1	-	1(5)	38,1
Pointe Saint-Pancrace	81,8	-	1(5)	81,8	19,0	-	1(5)	19,0	28,6	-	1(5)	28,6
Île aux Oeufs	69,7	9,5	3(3)	59,1 / 77,3	-	-	-	-	-	-	-	-
Île du Petit Caouis	70,2	5,1	9(9)	63,6 / 81,8	29,3	14,2	9(9)	13,6 / 63,6	18,9	18,3	6(6)	4,5 / 54,5
Île Manowin	90,5	-	1(5)	90,5	57,1	-	1(5)	57,1	61,9	-	1(5)	61,9
Golfe Saint-Laurent	***73,9***	***5,0***	***3(9)***	***68,2 / 77,3***	***56,1***	***6,9***	***3(3)***	***50,0 / 63,6***	-	-	-	-
Îles de la Madeleine	68,2	-	1(5)	68,2	-	-	-	-	-	-	-	-
Escuminac	76,2	-	1(1)	76,2	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Beau Séjour	77,3	-	1(3)	77,3	56,1	6,9	3(3)	50,0 / 63,6	-	-	-	-
Lacs naturels	***71,2***	***5,2***	***11(21)***	***63,6 / 77,3***	***55,9***	***14,9***	***19(20)***	***31,8 / 76,2***	***27,5***	***5,8***	***6(10)***	***18,2 / 36,4***
Lac Caribou	-	-	-	-	57,1	-	1(1)	57,1	-	-	-	-
Lac Édouard	66,7	-	1(5)	66,7	-	-	-	-	-	-	-	-
Petit lac Jacques-Cartier	66,7	-	1(5)	66,7	64,9	11,1	11(12)	33,3 / 76,2	28,6	-	1(5)	28,6
Lac Matapédia	72,2	5,3	9(11)	63,6 / 77,3	41,6	8,5	7(7)	31,8 / 59,1	27,3	6,4	5(5)	18,2 / 36,4

Annexe 10 Rapport des concentrations de Σ DDT[1] / BPC dans les oeufs et les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994

RÉGION / Colonie	Œuf				Foie				Sang			
	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue
Tronçon fluvial d'eau douce	***1,2***	***1,4***	***7(31)***	***0,3 / 4,4***	***0,3***	***0,3***	***25(40)***	***0,1 / 1,3***	***0,3***	***0,2***	***6(28)***	***0,1 / 0,5***
Île Carillon	0,9	-	1(2)	0,9	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Dowker	0,5	-	1(5)	0,5	0,1	-	1(5)	0,1	0,3	-	1(5)	0,3
Île Dickerson	0,6	-	1(5)	0,6	0,2	0,1	11(14)	0,1 / 0,4	0,1	-	1(4)	0,1
Île Bienville	0,3	-	1(5)	0,3	0,2	-	1(5)	0,2	0,4	-	1(5)	0,4
Île aux Hérons	1,0	-	1(4)	1,0	0,1	-	1(3)	0,1	0,2	-	1(3)	0,2
La Grande île	4,4	-	1(5)	4,4	0,5	0,3	10(11)	0,2 / 1,3	0,5	-	1(6)	0,5
Yamachiche	0,6	-	1(5)	0,6	0,1	-	1(2)	0,1	0,2	-	1(5)	0,2
Estuaire saumâtre	***0,5***	***0,2***	***13(21)***	***0,2 / 0,8***	***0,2***	***0,2***	***11(12)***	***0,1 / 0,7***	***0,3***	***0,1***	***3(7)***	***0,2 / 0,5***
Île de la Corneille	0,4	0,2	11(11)	0,2 / 0,8	0,2	0,2	10(10)	0,1 / 0,7	0,4	-	2(2)	0,3 / 0,5
Îles aux Loups Marins	0,4	-	1(5)	0,4	0,1	-	1(2)	0,1	0,2	-	1(5)	0,2
Îles de Kamouraska	0,6	-	1(5)	0,6	-	-	-	-	-	-	-	-
Estuaire maritime	***3,3***	***5,5***	***21(57)***	***0,5 / 24,8***	***1,3***	***1,8***	***17(29)***	***0,1 / 7,1***	***1,3***	***1,0***	***11(34)***	***0,2 / 2,8***
Île Gros Pot	0,7	-	1(5)	0,7	0,3	-	1(2)	0,3	0,2	-	1(5)	0,2
Île aux Basques	0,8	-	1(5)	0,8	-	-	-	-	-	-	-	-
Îlets Boisés	4,7	-	1(5)	4,7	0,2	-	2(2)	0,1 / 0,3	0,2	-	2(2)	0,2 / 0,3
Île Laval	1,7	-	1(5)	1,7	1,2	-	1(2)	1,2	1,5	-	1(5)	1,5
Île du Bic	0,5	-	1(5)	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Saint-Barnabé	1,4	-	1(5)	1,4	0,3	-	1(2)	0,3	0,6	-	1(4)	0,6
Îles de la Mine	1,1	-	1(5)	1,1	0,2	-	1(2)	0,2	1,5	-	1(5)	1,5
Pointe Saint-Pancrace	1,4	-	1(5)	1,4	0,3	-	1(5)	0,3	0,5	-	1(5)	0,5
Île aux Oeufs	3,9	5,2	3(3)	0,5 / 9,9	-	-	-	-	-	-	-	-
Île du Petit Caouis	5,0	7,7	9(9)	1,3 / 24,8	2,1	2,2	9(9)	0,2 / 7,1	2,2	0,7	3(3)	1,4 / 2,8
Île Manowin	0,5	-	1(5)	0,5	0,6	-	1(5)	0,6	2,8	-	1(5)	2,8
Golfe Saint-Laurent	***0,7***	***0,6***	***3(9)***	***0,3 / 1,4***	***0,3***	***0,1***	***3(3)***	***0,2 / 0,5***	-	-	-	-
Îles de la Madeleine	0,3	-	1(5)	0,3	-	-	-	-	-	-	-	-
Escuminac	0,5	-	1(1)	0,5	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Beau Séjour	1,4	-	1(3)	1,4	0,3	0,1	3(3)	0,2 / 0,5	-	-	-	-
Lacs naturels	***4,1***	***7,0***	***11(21)***	***0,2 / 22,9***	***1,1***	***0,9***	***20(21)***	***0,2 / 3,5***	***1,3***	***0,8***	***7(11)***	***0,2 / 2,8***
Lac Caribou	-	-	-	-	0,8	-	1(1)	0,8	-	-	-	-
Lac Édouard	1,2	-	1(5)	1,2	-	-	-	-	-	-	-	-
Petit lac Jacques Cartier	1,0	-	1(5)	1,0	1,0	1,0	11(12)	0,3 / 3,5	0,9	-	1(5)	0,9
Lac Matapédia	4,8	7,7	9(11)	0,2 / 22,9	1,3	0,8	8(8)	0,2 / 2,7	1,4	0,8	6(6)	0,2 / 2,8

[1] Σ DDT[1] = DDT + DDE + DDD

Annexe 11 Rapport des concentrations d'oxychlordane / Σ chlordane[1] dans les oeufs et les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994

RÉGION / Colonie	Œuf				Foie				Sang			
	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue
Tronçon fluvial d'eau douce	***18,3***	***11,2***	***7(31)***	***0,0 / 33,1***	***18,6***	***5,6***	***25(40)***	***11,0 / 30,8***	***11,4***	***4,6***	***6(28)***	***7,1 / 20,0***
Île Carillon	30,6	-	1(2)	30,6	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Dowker	12,8	-	1(5)	12,8	11,1	-	1(5)	11,1	7,1	-	1(5)	7,1
Île Dickerson	17,3	-	1(5)	17,3	18,4	5,8	11(14)	11,0 / 30,4	8,3	-	1(4)	8,3
Île Bienville	19,1	-	1(5)	19,1	19,6	-	1(5)	19,6	10,0	-	1(5)	10,0
Île aux Hérons	15,1	-	1(4)	15,1	11,1	-	1(3)	11,1	10,3	-	1(3)	10,3
La Grande île	33,1	-	1(5)	33,1	20,3	5,5	10(11)	14,9 / 30,8	12,9	-	1(6)	12,9
Yamachiche	0,0	-	1(5)	0,0	18,4	-	1(2)	18,4	20,0	-	1(5)	20,0
Estuaire saumâtre	***21,9***	***6,7***	***13(21)***	***13,9 / 38,7***	***23,9***	***10,2***	***11(12)***	***9,6 / 42,9***	***15,9***	***5,6***	***3(7)***	***9,4 / 20,0***
Île de la Corneille	22,6	7,0	11(11)	13,9 / 38,7	25,3	9,5	10(10)	9,6 / 42,9	19,1	1,3	2(2)	18,2 / 20,0
Îles aux Loups Marins	15,4	-	1(5)	15,4	9,8	-	1(2)	9,8	9,4	-	1(5)	9,4
Îles de Kamouraska	21,1	-	1(5)	21,1	-	-	-	-	-	-	-	-
Estuaire maritime	***21,3***	***5,7***	***21(57)***	***13,9 / 36,0***	***34,3***	***25,2***	***10(22)***	***16,7 / 100***	***9,3***	***9,7***	***9(32)***	***0,0 / 23,1***
Île Gros Pot	18,5	-	1(5)	18,5	17,7	-	1(2)	17,7	0,0	-	1(5)	0,0
Île aux Basques	13,9	-	1(5)	13,9	-	-	-	-	-	-	-	-
Îlets Boisés	36,0	-	1(5)	36,0	38,1	-	1(1)	38,1	0,0	0,0	2(2)	0,0 / 0,0
Île Laval	35,2	-	1(5)	35,2	17,9	-	1(2)	17,9	11,1	-	1(5)	11,1
Île du Bic	21,3	-	1(5)	21,3	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Saint-Barnabé	18,2	-	1(5)	18,2	16,7	-	1(2)	16,7	12,5	-	1(4)	12,5
Îles de la Mine	14,0	-	1(5)	14,0	20,0	-	1(2)	20,0	22,2	-	1(5)	22,2
Pointe Saint-Pancrace	17,6	-	1(5)	17,6	100	-	1(5)	100	0,0	-	1(5)	0,0
Île aux Oeufs	22,7	3,3	3(3)	18,8 / 24,7	-	-	-	-	-	-	-	-
Île du Petit Caouis	20,1	2,5	9(9)	16,5 / 24,5	35,3	11,4	3(3)	23,9 / 46,8	23,1	-	1(1)	23,1
Île Manowin	24,5	-	1(5)	24,5	27,3	-	1(5)	27,3	15,0	-	1(5)	15,0
Golfe Saint-Laurent	***23,6***	***6,1***	***3(9)***	***20,0 / 30,7***	***21,9***	***6,1***	***3(3)***	***16,2 / 28,3***	-	-	-	-
Îles de la Madeleine	20,2	-	1(5)	20,2	-	-	-	-	-	-	-	-
Escuminac	30,7	-	1(1)	30,7	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Beau Séjour	20,0	-	1(3)	20,0	21,9	6,1	3(3)	16,2 / 28,3	-	-	-	-
Lacs naturels	***21,4***	***5,6***	***11(21)***	***5,8 / 26,1***	***40,5***	***19,1***	***19(20)***	***0,0 / 64,5***	***0,0***	***0,0***	***6(10)***	***0,0 / 0,0***
Lac Caribou	-	-	-	-	34,0	-	1(1)	34,0	-	-	-	-
Lac Édouard	19,9	-	1(5)	19,9	-	-	-	-	-	-	-	-
Petit lac Jacques-Cartier	21,1	-	1(5)	21,1	51,4	7,9	11(12)	39,1 / 64,5	0,0	-	1(5)	0,0
Lac Matapédia	21,6	6,3	9(11)	5,8 / 26,1	24,2	21,4	7(7)	0,0 / 53,8	0,0	0,0	5(5)	0,0 / 0,0

[1] Σ chlordane = oxychlordane + *trans* et *cis*-chlordane + *trans* et *cis*-nonachlore

Annexe 12 Concentrations moyennes d'époxyde d'heptachlore (mg/kg; poids frais) dans les oeufs et les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994

RÉGION / Colonie	Œuf				Foie				Sang			
	$\bar{x}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{x}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{x}$	s	n(pool)	Étendue
Tronçon fluvial d'eau douce	***0,0368***	***0,0183***	***7(31)***	***0,0196 / 0,0630***	***0,0020***	***0,0015***	***25(40)***	***0,0007 / 0,0076***	***0,0001***	***0,0001***	***6(28)***	***0,0000 / 0,0003***
Île Carillon	0.0339	-	1(2)	0.0339	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Dowker	0.0246	-	1(5)	0.0246	0.0076	-	1(5)	0.0076	0.0000	-	1(5)	0.0000
Île Dickerson	0.0196	-	1(5)	0.0196	0.0019	0.0007	11(14)	0.0008 / 0.0029	0.0000	-	1(4)	0.0000
Île Bienville	0.0356	-	1(5)	0.0356	0.0010	-	1(5)	0.0010	0.0000	-	1(5)	0.0000
Île aux Herons	0.0199	-	1(4)	0.0199	0.0026	-	1(3)	0.0026	0.0003	-	1(3)	0.0003
La Grande Île	0.0630	-	1(5)	0.0630	0.0017	0.0011	10(11)	0.0007 / 0.0037	0.0000	-	1(6)	0.0000
Yamachiche	0.0611	-	1(5)	0.0611	0.0012	-	1(2)	0.0012	0.0002	-	1(5)	0.0002
Estuaire saumâtre	***0,0280***	***0,0280***	***13(21)***	***0,0059 / 0,1080***	***0,0025***	***0,0011***	***11(12)***	***0,0010 / 0,0047***	***0,0004***	***0,0001***	***3(7)***	***0,0003 / 0,0005***
Île de la Corneille	0.0244	0.0281	11(11)	0.0059 / 0.1080	0.0023	0.0009	10(10)	0.0010 / 0.0040	0.0004	-	2(2)	0.0003 / 0.0005
Îles aux Loups Marins	0.0649	-	1(5)	0.0649	0.0047	-	1(2)	0.0047	0.0005	-	1(5)	0.0005
Îles de Kamouraska	0.0306	-	1(5)	0.0306	-	-	-	-	-	-	-	-
Estuaire maritime	***0,0414***	***0,0678***	***21(57)***	***0,0046 / 0,2981***	***0,0016***	***0,0017***	***17(29)***	***0,0000 / 0,0071***	***0,0001***	***0,0002***	***14(37)***	***0,0000 / 0,0008***
Île Gros Pot	0.1516	-	1(5)	0.1516	0.0023	-	1(2)	0.0023	0.0000	-	1(5)	0.0000
Île aux Basques	0.0495	-	1(5)	0.0495	-	-	-	-	-	-	-	-
Îlets Boisés	0.0466	-	1(5)	0.0466	0.0011	-	2(2)	0.0007 / 0.0014	0.0000	-	2(2)	0.0000 / 0.0000
Île Laval	0.0264	-	1(5)	0.0264	0.0030	-	1(2)	0.0030	0.0000	-	1(5)	0.0000
Île du Bic	0.0669	-	1(5)	0.0669	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Saint-Barnabé	0.0358	-	1(5)	0.0358	0.0031	-	1(2)	0.0031	0.0008	-	1(4)	0.0008
Îles de la Mine	0.2981	-	1(5)	0.2981	0.0025	-	1(2)	0.0025	0.0000	-	1(5)	0.0000
Pointe Saint-Pancrace	0.0367	-	1(5)	0.0367	0.0000	-	1(5)	0.0000	0.0000	-	1(5)	0.0000
Île aux Oeufs	0.0141	0.0021	3(3)	0.0119 / 0.0160	-	-	-	-	-	-	-	-
Île du Petit Caoues	0.0074	0.0033	9(9)	0.0046 / 0.0141	0.0014	0.0022	9(9)	0.0000 / 0.0071	0.0001	0.0001	6(6)	0.0000 / 0.0002
Île Manowin	0.0487	-	1(5)	0.0487	0.0013	-	1(5)	0.0013	0.0000	-	1(5)	0.0000
Golfe Saint-Laurent	***0,1835***	***0,2723***	***3(9)***	***0,0194 / 0,4978***	***0,0018***	***0,0003***	***3(3)***	***0,0015 / 0,0021***	-	-	-	-
Îles de la Madeleine	0.0332	-	1(5)	0.0332	-	-	-	-	-	-	-	-
Escuminac	0.4978	-	1(1)	0.4978	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Beau Séjour	0.0194	-	1(3)	0.0194	0.0018	0.0003	3(3)	0.0015 / 0.0021	-	-	-	-
Lacs naturels	***0,0302***	***0,0312***	***11(21)***	***0,0048 / 0,1192***	***0,0020***	***0,0013***	***19(20)***	***0,0005 / 0,0056***	***0,0000***	***0,0001***	***6(10)***	***0,0000 / 0,0002***
Lac Caribou	-	-	-	-	0.0012	-	1(1)	0.0012	-	-	-	-
Lac Édouard	0.0352	-	1(5)	0.0352	-	-	-	-	-	-	-	-
Petit lac Jacques-Cartier	0.0252	-	1(5)	0.0252	0.0026	0.0011	11(12)	0.0016 / 0.0056	0.0000	-	1(5)	0.0000
Lac Matapédia	0.0302	0.0348	9(11)	0.0048 / 0.1192	0.0011	0.0008	7(7)	0.0005 / 0.0029	0.0000	0.0001	5(5)	0.0000 / 0.0002

Annexe 13 Concentrations moyennes de dieldrine (mg/kg; poids frais) dans les oeufs et les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994

RÉGION / Colonie	Œuf				Foie				Sang			
	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue
Tronçon fluvial d'eau douce	***0,1242***	***0,0844***	***7(31)***	***0,0432 / 0,3035***	***0,0027***	***0,0039***	***25(40)***	***0,0001 / 0,0147***	***0,0010***	***0,0007***	***6(28)***	***0,0000 / 0,0020***
Île Carillon	0.0842	-	1(2)	0.0842	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Dowker	0.0974	-	1(5)	0.0974	0.0104	-	1(5)	0.0104	0.0009	-	1(5)	0.0009
Île Dickerson	0.0432	-	1(5)	0.0432	0.0022	0.0031	11(14)	0.0001 / 0.0098	0.0011	-	1(4)	0.0011
Île Bienville	0.0857	-	1(5)	0.0857	0.0046	-	1(5)	0.0046	0.0000	-	1(5)	0.0000
Île aux Hérons	0.1367	-	1(4)	0.1367	0.0069	-	1(3)	0.0069	0.0020	-	1(3)	0.0020
La Grande Île	0.3035	-	1(5)	0.3035	0.0020	0.0045	10(11)	0.0001 / 0.0147	0.0013	-	1(6)	0.0013
Yamachiche	0.1188	-	1(5)	0.1188	0.0015	-	1(2)	0.0015	0.0009	-	1(5)	0.0009
Estuaire saumâtre	***0,0623***	***0,0933***	***13(21)***	***0,0163 / 0,3684***	***0,0052***	***0,0035***	***11(12)***	***0,0021 / 0,0148***	***0,0008***	***0,0009***	***3(7)***	***0,0000 / 0,0018***
Île de la Corneille	0.0354	0.0164	11(11)	0.0163 / 0.0766	0.0042	0.0015	10(10)	0.0021 / 0.0064	0.0003		2(2)	0.0000 / 0.0005
Îles aux Loups Marins	0.3684	-	1(5)	0.3684	0.0148	-	1(2)	0.0148	0.0018	-	1(5)	0.0018
Îles de Kamouraska	0.0511	-	1(5)	0.0511	-	-	-	-	-	-	-	-
Estuaire maritime	***0,1695***	***0,1729***	***21(57)***	***0,0110 / 0,5886***	***0,0043***	***0,0053***	***17(29)***	***0,0000 / 0,0202***	***0,0004***	***0,0006***	***14(37)***	***0,0000 / 0,0019***
Île Gros Pot	0.5886	-	1(5)	0.5886	0.0077	-	1(2)	0.0077	0.0005	-	1(5)	0.0005
Île aux Basques	0.3347	-	1(5)	0.3347	-	-	-	-	-	-	-	-
Îlets Boisés	0.2178	-	1(5)	0.2178	0.0009	-	2(2)	0.0004 / 0.0013	0.0000	-	2(2)	0.0000 / 0.0000
Île Laval	0.0924	-	1(5)	0.0924	0.0081	-	1(2)	0.0081	0.0006	-	1(5)	0.0006
Île du Bic	0.2964	-	1(5)	0.2964	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Saint-Barnabé	0.1269	-	1(5)	0.1269	0.0099	-	1(2)	0.0099	0.0019	-	1(4)	0.0019
Îles de la Mine	0.4981	-	1(5)	0.4981	0.0056	-	1(2)	0.0056	0.0006	-	1(5)	0.0006
Pointe Saint-Pancrace	0.2859	-	1(5)	0.2859	0.0016	-	1(5)	0.0016	0.0000	-	1(5)	0.0000
Île aux Oeufs	0.0692	0.0446	3(3)	0.0204 / 0.1080	-	-	-	-	-	-	-	-
Île du Petit Caouis	0.0871	0.1370	9(9)	0.0110 / 0.3593	0.0037	0.0066	9(9)	0.0000 / 0.0202	0.0002	0.0005	6(6)	0.0000 / 0.0012
Île Manowin	0.1275	-	1(5)	0.1275	0.0057	-	1(5)	0.0057	0.0009		1(5)	0.0009
Golfe Saint-Laurent	***0,2299***	***0,3084***	***3(9)***	***0,0369 / 0,5856***	***0,0060***	***0,0018***	***3(3)***	***0,0043 / 0,0078***	-	-	-	-
Îles de la Madeleine	0.0671	-	1(5)	0.0671	-	-	-	-	-	-	-	-
Escuminac	0.5856	-	1(1)	0.5856	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Beau Séjour	0.0369	-	1(3)	0.0369	0.0060	0.0018	3(3)	0.0043 / 0.0078	-	-	-	-
Lacs naturels	***0,0759***	***0,0742***	***11(21)***	***0,0102 / 0,2249***	***0,0019***	***0,0029***	***19(20)***	***0,0000 / 0,0107***	***0,0000***	***0,0000***	***6(10)***	***0,0000 / 0,0000***
Lac Caribou	-	-	-	-	0.0107	-	1(1)	0.0107	-	-	-	-
Lac Edouard	0.2144		1(5)	0.2144	-	-	-	-	-	-	-	-
Petit lac Jacques-Cartier	0.0367	-	1(5)	0.0367	0.0008	0.0019	11(12)	0.0001 / 0.0063	0.0000	-	1(5)	0.0000
Lac Matapédia	0.0649	0.0644	9(11)	0.0102 / 0.2249	0.0023	0.0020	7(7)	0.0000 / 0.0058	0.0000	0.0000	5(5)	0.0000 / 0.0000

Annexe 14 Concentration moyenne de Σ hexachlorocyclohexane[1] (mg/kg; poids frais) dans les oeufs et les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994

RÉGION / Colonie	Oeuf				Foie				Sang			
	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue
Tronçon fluvial d'eau douce	***0,0046***	***0,0063***	***7(31)***	***0,0000 / 0,0181***	***0,0002***	***0,0002***	***25(40)***	***0,0000 / 0,0007***	***0,0000***	***0,0000***	***6(28)***	***0,0000 / 0,0000***
Île Carillon	0,0022	-	1(2)	0,0022	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Dowker	0,0181	-	1(5)	0,0181	0,0000	-	1(5)	0,0000	0,0000	-	1(5)	0,0000
Île Dickerson	0,0035	-	1(5)	0,0035	0,0002	0,0001	11(14)	0,0000 / 0,0005	0,0000	-	1(4)	0,0000
Île Bienville	0,0058	-	1(5)	0,0058	0,0000	-	1(5)	0,0000	0,0000	-	1(5)	0,0000
Île aux Hérons	0,0024	-	1(4)	0,0024	0,0000	-	1(3)	0,0000	0,0000	-	1(3)	0,0000
La Grande île	0,0000	-	1(5)	0,0000	0,0002	0,0002	10(11)	0,0000 / 0,0007	0,0000	-	1(6)	0,0000
Yamachiche	0,0000	-	1(5)	0,0000	0,0000	-	1(2)	0,0000	0,0000	-	1(5)	0,0000
Estuaire saumâtre	***0,0022***	***0,0053***	***13(21)***	***0,0000 / 0,0195***	***0,0000***	***0,0000***	***11(12)***	***0,0000 / 0,0000***	***0,0000***	***0,0000***	***3(7)***	***0,0000 / 0,0000***
Île de la Corneille	0,0006	0,0008	11(11)	0,0000 / 0,0019	0,0000	0,0000	10(10)	0,0000 / 0,0000	0,0000	-	2(2)	0,0000 / 0,0000
Îles aux Loups Marins	0,0195	-	1(5)	0,0195	0,0000	-	1(2)	0,0000	0,0000	-	1(5)	0,0000
Îles de Kamouraska	0,0031	-	1(5)	0,0031	-	-	-	-	-	-	-	-
Estuaire maritime	***0,0020***	***0,0021***	***21(57)***	***0,0000 / 0,0063***	***0,0000***	***0,0000***	***17(29)***	***0,0000 / 0,0000***	***0,0000***	***0,0000***	***14(37)***	***0,0000 / 0,0000***
Île Gros Pot	0,0055	-	1(5)	0,0055	0,0000	-	1(2)	0,0000	0,0000	-	1(5)	0,0000
Île aux Basques	0,0063	-	1(5)	0,0063	-	-	-	-	-	-	-	-
Îlets Boisés	0,0025	-	1(5)	0,0025	0,0000	-	2(2)	0,0000 / 0,0000	0,0000	-	2(2)	0,0000 / 0,0000
Île Laval	0,0029	-	1(5)	0,0029	0,0000	-	1(2)	0,0000	0,0000	-	1(5)	0,0000
Île du Bic	0,0043	-	1(5)	0,0043	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Saint-Barnabé	0,0033	-	1(5)	0,0033	0,0000	-	1(2)	0,0000	0,0000	-	1(4)	0,0000
Îles de la Mine	0,0038	-	1(5)	0,0038	0,0000	-	1(2)	0,0000	0,0000	-	1(5)	0,0000
Pointe Saint-Pancrace	0,0020	-	1(5)	0,0020	0,0000	-	1(5)	0,0000	0,0000	-	1(5)	0,0000
Île aux Oeufs	0,0012	0,0011	3(3)	0,0000 / 0,0021	-	-	-	-	-	-	-	-
Île du Petit Caouis	0,0002	0,0006	9(9)	0,0000 / 0,0017	0,0000	0,0000	9(9)	0,0000 / 0,0000	0,0000	0,0000	6(6)	0,0000 / 0,0000
Île Manowin	0,0055	-	1(5)	0,0055	0,0000	-	1(5)	0,0000	0,0000	-	1(5)	0,0000
Golfe Saint-Laurent	***0,0043***	***0,0027***	***3(9)***	***0,0025 / 0,0073***	***0,0000***	***0,0000***	***3(3)***	***0,0000 / 0,0000***	-	-	-	-
Îles de la Madeleine	0,0030	-	1(5)	0,0030	-	-	-	-	-	-	-	-
Escuminac	0,0073	-	1(1)	0,0073	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Beau Séjour	0,0025	-	1(3)	0,0025	0,0000	0,0000	3(3)	0,0000 / 0,0000	-	-	-	-
Lacs naturels	***0,0002***	***0,0006***	***11(21)***	***0,0000 / 0,0021***	***0,0001***	***0,0001***	***19(20)***	***0,0000 / 0,0002***	***0,0000***	***0,0000***	***6(10)***	***0,0000 / 0,0000***
Lac Caribou	-	-	-	-	0,0000	-	1(1)	0,0000	-	-	-	-
Lac Édouard	0,0021	-	1(5)	0,0021	-	-	-	-	-	-	-	-
Petit lac Jacques-Cartier	0,0000	-	1(5)	0,0000	0,0001	0,0001	11(12)	0,0000 / 0,0002	0,0000	-	1(5)	0,0000
Lac Matapédia	0,0000	0,0000	9(11)	0,0000 / 0,0000	0,0000	0,0000	7(7)	0,0000 / 0,0000	0,0000	0,0000	5(5)	0,0000 / 0,0000

[1] Σ hexachlorocyclohexane = α + β + γ-hexachlorocyclohexane

Annexe 15 Concentrations moyennes d'octachlorostyrène (mg/kg: poids frais) dans les oeufs et les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994

RÉGION / Colonie	Oeuf				Foie				Sang			
	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue
Tronçon fluvial d'eau douce	***0,0032***	***0,0022***	***7(31)***	***0,0001 / 0,0059***	***0,0010***	***0,0008***	***25(40)***	***0,0001 / 0,0033***	***0,0001***	***0,0001***	***6(28)***	***0,0000 / 0,0002***
Île Carillon	0,0001	-	1(2)	0,0001	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Dowker	0,0044	-	1(5)	0,0044	0,0001	-	1(5)	0,0001	0,0000	-	1(5)	0,0000
Île Dickerson	0,0048	-	1(5)	0,0048	0,0017	0,0008	11(14)	0,0007 / 0,0033	0,0002	-	1(4)	0,0002
Île Bienville	0,0059	-	1(5)	0,0059	0,0002	-	1(5)	0,0002	0,0000	-	1(5)	0,0000
Île aux Hérons	0,0036	-	1(4)	0,0036	0,0001	-	1(3)	0,0001	0,0002	-	1(3)	0,0002
La Grande Île	0,0029	-	1(5)	0,0029	0,0005	0,0003	10(11)	0,0001 / 0,0011	0,0000	-	1(6)	0,0000
Yamachiche	0,0007	-	1(5)	0,0007	0,0001	-	1(2)	0,0001	0,0000	-	1(5)	0,0000
Estuaire saumâtre	***0,0024***	***0,0032***	***13(21)***	***0,0001 / 0,0109***	***0,0017***	***0,0010***	***11(12)***	***0,0006 / 0,0036***	***0,0001***	***0,0001***	***3(7)***	***0,0000 / 0,0002***
Île de la Corneille	0,0015	0,0020	11(11)	0,0001 / 0,0050	0,0015	0,0009	10(10)	0,0006 / 0,0030	0,0001	-	2(2)	0,0000 / 0,0001
Îles aux Loups Marins	0,0109	-	1(5)	0,0109	0,0036	-	1(2)	0,0036	0,0002	-	1(5)	0,0002
Îles de Kamouraska	0,0033	-	1(5)	0,0033	-	-	-	-	-	-	-	-
Estuaire maritime	***0,0044***	***0,0057***	***21(57)***	***0,0001 / 0,0200***	***0,0001***	***0,0002***	***17(29)***	***0,0000 / 0,0005***	***0,0000***	***0,0000***	***14(37)***	***0,0000 / 0,0001***
Île Gros Pot	0,0089	-	1(5)	0,0089	0,0001	-	1(2)	0,0001	0,0000	-	1(5)	0,0000
Île aux Basques	0,0200	-	1(5)	0,0200	-	-	-	-	-	-	-	-
Îlets Boisés	0,0026	-	1(5)	0,0026	0,0000	-	2(2)	0,0000 / 0,0000	0,0000	-	2(2)	0,0000 / 0,0000
Île Laval	0,0021	-	1(5)	0,0021	0,0001	-	1(2)	0,0001	0,0000	-	1(5)	0,0000
Île du Bic	0,0174	-	1(5)	0,0174	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Saint-Barnabé	0,0050	-	1(5)	0,0050	0,0001	-	1(2)	0,0001	0,0001	-	1(4)	0,0001
Îles de la Mine	0,0086	-	1(5)	0,0086	0,0001	-	1(2)	0,0001	0,0000	-	1(5)	0,0000
Pointe Saint-Pancrace	0,0060	-	1(5)	0,0060	0,0002	-	1(5)	0,0002	0,0000	-	1(5)	0,0000
Île aux Oeufs	0,0037	0,0049	3(3)	0,0001 / 0,0092	-	-	-	-	-	-	-	-
Île du Petit Caouis	0,0008	0,0010	9(9)	0,0001 / 0,0025	0,0001	0,0002	9(9)	0,0000 / 0,0005	0,0000	0,0000	6(6)	0,0000 / 0,0001
Île Manowin	0,0031	-	1(5)	0,0031	0,0002	-	1(5)	0,0002	0,0000	-	1(5)	0,0000
Golfe Saint-Laurent	***0,0040***	***0,0046***	***3(9)***	***0,0001 / 0,0091***	***0,0013***	***0,0009***	***3(3)***	***0,0005 / 0,0022***	-	-	-	-
Îles de la Madeleine	0,0001	-	1(5)	0,0001	-	-	-	-	-	-	-	-
Escuminac	0,0091	-	1(1)	0,0091	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Beau Séjour	0,0029	-	1(3)	0,0029	0,0013	0,0009	3(3)	0,0005 / 0,0022	-	-	-	-
Lacs naturels	***0,0030***	***0,0072***	***11(21)***	***0,0001 / 0,0245***	***0,0002***	***0,0003***	***19(20)***	***0,0000 / 0,0010***	***0,0000***	***0,0000***	***6(10)***	***0,0000 / 0,0001***
Lac Caribou	-	-	-	-	0,0000	-	1(1)	0,0000	-	-	-	-
Lac Édouard	0,0001	-	1(5)	0,0001	-	-	-	-	-	-	-	-
Petit lac Jacques-Cartier	0,0017	-	1(5)	0,0017	0,0002	0,0001	11(12)	0,0001 / 0,0004	0,0000	-	1(5)	0,0000
Lac Matapédia	0,0035	0,0079	9(11)	0,0001 / 0,0245	0,0003	0,0004	7(7)	0,0000 / 0,0010	0,0000	0,0000	5(5)	0,0000 / 0,0001

Annexe 16 Concentrations moyennes de Σ chlorobenzène[1] (mg/kg; poids frais) dans les oeufs et les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994

RÉGION / Colonie	Œuf				Foie				Sang			
	$\bar{x}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{x}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{x}$	s	n(pool)	Étendue
Tronçon fluvial d'eau douce	***0,0076***	***0,0019***	***7(31)***	***0,0056 / 0,0113***	***0,0012***	***0,0009***	***25(40)***	***0,0000 / 0,0046***	***0,0005***	***0,0001***	***6(28)***	***0,0003 / 0,0007***
Île Carillon	0,0064	-	1(2)	0,0064	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Dowker	0,0113	-	1(5)	0,0113	0,0016	-	1(5)	0,0016	0,0005	-	1(5)	0,0005
Île Dickerson	0,0056	-	1(5)	0,0056	0,0010	0,0003	11(14)	0,0006 / 0,0015	0,0004	-	1(4)	0,0004
Île Bienville	0,0079	-	1(5)	0,0079	0,0029	-	1(5)	0,0029	0,0003	-	1(5)	0,0003
Île aux Hérons	0,0080	-	1(4)	0,0080	0,0017	-	1(3)	0,0017	0,0004	-	1(3)	0,0004
La Grande Île	0,0059	-	1(5)	0,0059	0,0009	0,0006	10(11)	0,0000 / 0,0020	0,0004	-	1(6)	0,0004
Yamachiche	0,0079	-	1(5)	0,0079	0,0046	-	1(2)	0,0046	0,0007	-	1(5)	0,0007
Estuaire saumâtre	***0,0089***	***0,0094***	***13(21)***	***0,0000 / 0,0386***	***0,0014***	***0,0010***	***11(12)***	***0,0006 / 0,0035***	***0,0005***	***0,0003***	***3(7)***	***0,0001 / 0,0007***
Île de la Corneille	0,0060	0,0031	11(11)	0,0000 / 0,0117	0,0012	0,0009	10(10)	0,0006 / 0,0035	0,0004	-	2(2)	0,0001 / 0,0006
Îles aux Loups Marins	0,0386	-	1(5)	0,0386	0,0031	-	1(2)	0,0031	0,0007	-	1(5)	0,0007
Îles de Kamouraska	0,0106	-	1(5)	0,0106	-	-	-	-	-	-	-	-
Estuaire maritime	***0,0145***	***0,0111***	***21(57)***	***0,0030 / 0,0484***	***0,0010***	***0,0012***	***17(29)***	***0,0000 / 0,0046***	***0,0004***	***0,0005***	***14(37)***	***0,0000 / 0,0015***
Île Gros Pot	0,0294	-	1(5)	0,0294	0,0016	-	1(2)	0,0016	0,0004	-	1(5)	0,0004
Île aux Basques	0,0484	-	1(5)	0,0484	-	-	-	-	-	-	-	-
Îlets Boisés	0,0054	-	1(5)	0,0054	0,0005	-	2(2)	0,0004 / 0,0005	0,0001	-	2(2)	0,0001 / 0,0001
Île Laval	0,0105	-	1(5)	0,0105	0,0019	-	1(2)	0,0019	0,0005	-	1(5)	0,0005
Île du Bic	0,0166	-	1(5)	0,0166	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Saint-Barnabé	0,0207	-	1(5)	0,0207	0,0019	-	1(2)	0,0019	0,0006	-	1(4)	0,0006
Îles de la Mine	0,0307	-	1(5)	0,0307	0,0014	-	1(2)	0,0014	0,0000	-	1(5)	0,0000
Pointe Saint-Pancrace	0,0202	-	1(5)	0,0202	0,0000	-	1(5)	0,0000	0,0013	-	1(5)	0,0013
Île aux Oeufs	0,0110	0,0068	3(3)	0,0068 / 0,0188	-	-	-	-	-	-	-	-
Île du Petit Caouis	0,0080	0,0038	9(9)	0,0030 / 0,0145	0,0006	0,0006	9(9)	0,0000 / 0,0022	0,0001	0,0001	6(6)	0,0000 / 0,0003
Île Manowin	0,0185	-	1(5)	0,0185	0,0046	-	1(5)	0,0046	0,0015	-	1(5)	0,0015
Golfe Saint-Laurent	***0,0207***	***0,0125***	***3(9)***	***0,0120 / 0,0350***	***0,0019***	***0,0014***	***3(3)***	***0,0011 / 0,0035***	-	-	-	-
Îles de la Madeleine	0,0151	-	1(5)	0,0151	-	-	-	-	-	-	-	-
Escuminac	0,0350	-	1(1)	0,0350	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Beau Séjour	0,0120	-	1(3)	0,0120	0,0019	0,0014	3(3)	0,0011 / 0,0035	-	-	-	-
Lacs naturels	***0,0174***	***0,0162***	***11(21)***	***0,0019 / 0,0626***	***0,0008***	***0,0006***	***19(20)***	***0,0000 / 0,0027***	***0,0003***	***0,0004***	***6(10)***	***0,0001 / 0,0011***
Lac Caribou	-	-	-	-	0,0027	-	1(1)	0,0027	-	-	-	-
Lac Édouard	0,0077	-	1(5)	0,0077	-	-	-	-	-	-	-	-
Petit lac Jacques-Cartier	0,0075	-	1(5)	0,0075	0,0008	0,0003	11(12)	0,0000 / 0,0012	0,0011	-	1(5)	0,0011
Lac Matapédia	0,0196	0,0173	9(11)	0,0019 / 0,0626	0,0006	0,0004	7(7)	0,0003 / 0,0015	0,0001	0,0000	5(5)	0,0001 / 0,0002

1 Σ chlorobenzène= 1,2,4,5- et 1,2,3,4-tétrachlorobenzène + pentachlorobenzène + hexachlorobenzène

Annexe 17 Concentrations moyennes de la Σ mirex[1] (mg/kg: poids frais) dans les oeufs et les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994

RÉGION	Œuf				Foie				Sang			
Colonie	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue
Tronçon fluvial d'eau douce	***0,1159***	***0,1008***	***7(31)***	***0,0079 / 0,3131***	***0,0052***	***0,0035***	***25(40)***	***0,0000 / 0,0125***	***0,0008***	***0,0006***	***6(28)***	***0,0001 / 0,0014***
Île Carillon	0,0079	-	1(2)	0,0079	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Dowker	0,0828	-	1(5)	0,0828	0,0033	-	1(5)	0,0033	0,0005	-	1(5)	0,0005
Île Dickerson	0,1277	-	1(5)	0,1277	0,0078	0,0031	11(14)	0,0029 / 0,0125	0,0014	-	1(4)	0,0014
Île Bienville	0,3131	-	1(5)	0,3131	0,0043	-	1(5)	0,0043	0,0009	-	1(5)	0,0009
Île aux Hérons	0,0727	-	1(4)	0,0727	0,0067	-	1(3)	0,0067	0,0014	-	1(3)	0,0014
La Grande île	0,0442	-	1(5)	0,0442	0,0027	0,0025	10(11)	0,0000 / 0,0093	0,0002	-	1(6)	0,0002
Yamachiche	0,1631	-	1(5)	0,1631	0,0038	-	1(2)	0,0038	0,0001	-	1(5)	0,0001
Estuaire saumâtre	***0,0559***	***0,0337***	***13(21)***	***0,0050 / 0,1240***	***0,0041***	***0,0034***	***11(12)***	***0,0007 / 0,0099***	***0,0008***	***0,0005***	***3(7)***	***0,0004 / 0,0013***
Île de la Corneille	0,0499	0,0326	11(11)	0,0050 / 0,1240	0,0037	0,0033	10(10)	0,0007 / 0,0099	0,0006	-	2(2)	0,0004 / 0,0007
Îles aux Loups Marins	0,1041	-	1(5)	0,1041	0,0085	-	1(2)	0,0085	0,0013	-	1(5)	0,0013
Îles de Kamouraska	0,0733	-	1(5)	0,0733	-	-	-	-	-	-	-	-
Estuaire maritime	***0,0587***	***0,1085***	***21(57)***	***0,0057 / 0,4830***	***0,0003***	***0,0010***	***17(29)***	***0,0000 / 0,0039***	***0,0002***	***0,0002***	***14(37)***	***0,0000 / 0,0008***
Île Gros Pot	0,0692	-	1(5)	0,0692	0,0000	-	1(2)	0,0000	0,0001	-	1(5)	0,0001
Île aux Basques	0,1639	-	1(5)	0,1639	-	-	-	-	-	-	-	-
Îlets Boisés	0,0061	-	1(5)	0,0061	0,0001	-	2(2)	0,0000 / 0,0002	0,0002	-	2(2)	0,0001 / 0,0002
Île Laval	0,0102	-	1(5)	0,0102	0,0000	-	1(2)	0,0000	0,0001	-	1(5)	0,0001
Île du Bic	0,4830	-	1(5)	0,4830	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Saint-Barnabé	0,0523	-	1(5)	0,0523	0,0000	-	1(2)	0,0000	0,0002	-	1(4)	0,0002
Îles de la Mine	0,1579	-	1(5)	0,1579	0,0000	-	1(2)	0,0000	0,0000	-	1(5)	0,0000
Pointe Saint-Pancrace	0,0449	-	1(5)	0,0449	0,0000	-	1(5)	0,0000	0,0000	-	1(5)	0,0000
Île aux Oeufs	0,0161	0,0098	3(3)	0,0081 / 0,0270	-	-	-	-	-	-	-	-
Île du Petit Caouis	0,0103	0,0022	9(9)	0,0057 / 0,0135	0,0001	0,0003	9(9)	0,0000 / 0,0009	0,0003	0,0003	6(6)	0,0000 / 0,0008
Île Manowin	0,1050	-	1(5)	0,1050	0,0039	-	1(5)	0,0039	0,0003	-	1(5)	0,0003
Golfe Saint-Laurent	***0,2092***	***0,2348***	***3(9)***	***0,0201 / 0,4720***	***0,0011***	***0,0003***	***3(3)***	***0,0008 / 0,0014***	-	-	-	-
Îles de la Madeleine	0,0201	-	1(5)	0,0201	-	-	-	-	-	-	-	-
Escuminac	0,4720	-	1(1)	0,4720	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Beau Séjour	0,1354	-	1(3)	0,1354	0,0011	0,0003	3(3)	0,0008 / 0,0014	-	-	-	-
Lacs naturels	***0,2080***	***0,2176***	***11(21)***	***0,0093 / 0,4969***	***0,0008***	***0,0010***	***19(20)***	***0,0000 / 0,0033***	***0,0002***	***0,0002***	***6(10)***	***0,0000 / 0,0005***
Lac Caribou	-	-	-	-	0,0000	-	1(1)	0,0000	-	-	-	-
Lac Édouard	0,0143	-	1(5)	0,0143	-	-	-	-	-	-	-	-
Petit lac Jacques-Cartier	0,0178	-	1(5)	0,0178	0,0004	0,0003	11(12)	0,0000 / 0,0010	0,0000	-	1(5)	0,0000
Lac Matapédia	0,2506	0,2190	9(11)	0,0093 / 0,4969	0,0016	0,0012	7(17)	0,0000 / 0,0033	0,0003	0,0002	5(5)	0,0000 / 0,0005

[1] Σ mirex = photo-mirex + mirex

Annexe 18 Concentrations moyennes de tri 4-chlorophényl méthanol (TCMP) dans les œufs et les tissus de jeunes Grands Hérons au Québec entre 1989 et 1994

RÉGION / Colonie	Oeuf				Foie				Sang			
	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue	$\bar{X}$	s	n(pool)	Étendue
Tronçon fluvial d'eau douce	***0,0219***	-	***1(5)***	***0,0219***	***0,0001***	-	***1(2)***	***0,0001***	***0,0000***	-	***1(5)***	***0,0000***
Yamachiche	0,0219	-	1(5)	0,0219	0,0001	-	1(2)	0,0001	0,0000	-	1(5)	0,0000
Estuaire saumâtre	***0,0081***	***0,0064***	***12(16)***	***0,0001 / 0,0199***	***0,0001***	***0,0000***	***10(10)***	***0,0001 / 0,0001***	***0,0000***	-	***2(2)***	***0,0000 / 0,0000***
Île de la Corneille	0,0070	0,0054	11(11)	0,0001 / 0,0152	0,0001	0,0000	10(10)	0,0001 / 0,0001	0,0000	-	2(2)	0,0000 / 0,0000
Îles de Kamouraska	0,0199	-	1(5)	0,0199	-	-	-	-	-	-	-	-
Estuaire maritime	***0,0095***	***0,0102***	***13(17)***	***0,0026 / 0,0347***	***0,0003***	***0,0007***	***11(11)***	***0,0001 / 0,0023***	***0,0000***	***0,0000***	***8(8)***	***0,0000 / 0,0001***
Îlets Boisés	-	-	-	-	0,0001	-	2(2)	0,0001 / 0,0001	0,0000	-	2(2)	0,0000 / 0,0000
Pointe Saint-Pancrace	0,0115	-	1(5)	0,0115	-	-	-	-	-	-	-	-
Île aux Œufs	0,0149	0,0173	3(3)	0,0028 / 0,0347	-	-	-	-	-	-	-	-
Île du Petit Caouis	0,0075	0,0082	9(9)	0,0026 / 0,0263	0,0003	0,0008	9(9)	0,0001 / 0,0023	0,0000	0,0000	6(6)	0,0000 / 0,0001
Golfe Saint-Laurent	***0,0109***	-	***2(8)***	***0,0000 / 0,0217***	***0,0001***	***0,0000***	***3(3)***	***0,0001 / 0,0001***	-	-	-	-
Îles de la Madeleine	0,0000	-	1(5)	0,0000	-	-	-	-	-	-	-	-
Île Beau Séjour	0,0217	-	1(3)	0,0217	0,0001	0,0000	3(3)	0,0001 / 0,0001	-	-	-	-
Lac naturel	***0,0069***	***0,0106***	***9(11)***	***0,0020 / 0,0350***	***0,0001***	***0,0000***	***7(7)***	***0,0001 / 0,0001***	***0,0000***	***0,0000***	***5(5)***	***0,0000 / 0,0000***
Lac Matapédia	0,0069	0,0106	9(11)	0,0020 / 0,0350	0,0001	0,0000	7(7)	0,0001 / 0,0001	0,0000	0,0000	5(5)	0,0000 / 0,0000

Plus de 50 p. 100 de papier recyclé dont 10 p. 100 de fibres post-consommation